

5/7/95
INSTITUT UNIVERSITAIRE EUROPEEN
Département des sciences juridiques

**QUESTIONS DE CONCEPTION, DE REGULATION ET DE
RESPONSABILITE RELATIVES AUX MARCHES DE POLLUTION:**

Leçons à tirer de l'expérience américaine du programme
d'*Emissions trading*

Thèse présentée pour l'obtention du doctorat en droit de l'Institut Universitaire
Européen par

Nathalie BOUCQUEY

Florence, septembre 1995

EUROPEAN UNIVERSITY INSTITUTE



3 0001 0023 2239 6

Fksj

YCksj

52
16830

INSTITUT UNIVERSITAIRE EUROPEEN
Département des sciences juridiques

**QUESTIONS DE CONCEPTION, DE REGULATION ET DE
RESPONSABILITE RELATIVES AUX MARCHES DE POLLUTION:**

**Leçons à tirer de l'expérience américaine du programme
d'*Emissions trading***

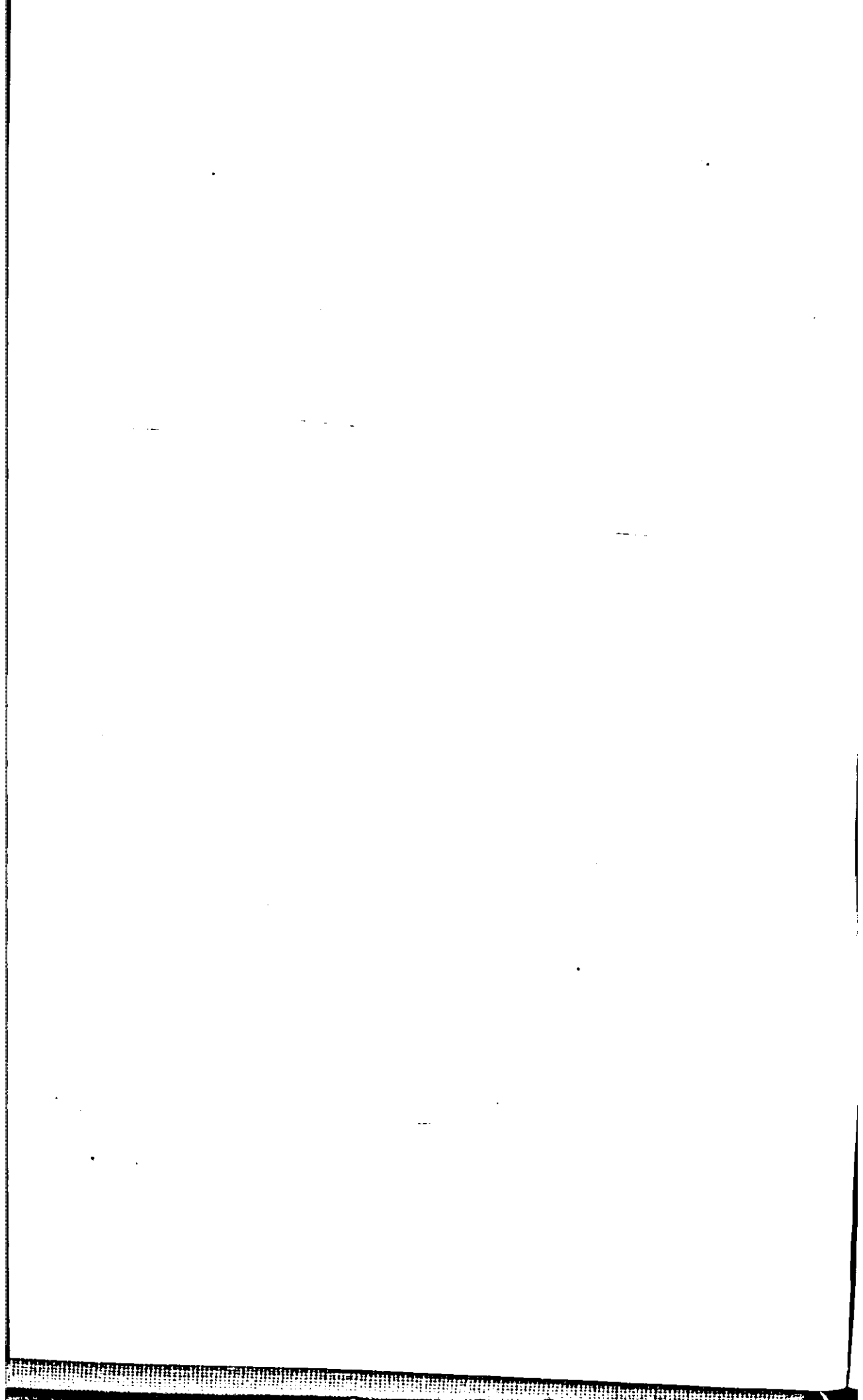
Thèse présentée pour l'obtention du doctorat en droit de l'Institut Universitaire
Européen par

Nathalie BOUCQUEY

LAW Fks9
BOU

Florence, septembre 1995





REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier le Professeur Gunther Teubner, qui a dirigé ce travail tout au long de son élaboration, pour ses conseils et pour son aide.

Mes remerciements vont aussi aux Professeurs Karl-Heinz Ladeur, Jacques Lenoble et François Ost, pour leurs commentaires des versions antérieures, de même qu'à Claire Mayer, grâce à qui m'a été fournie une abondante et précieuse documentation.

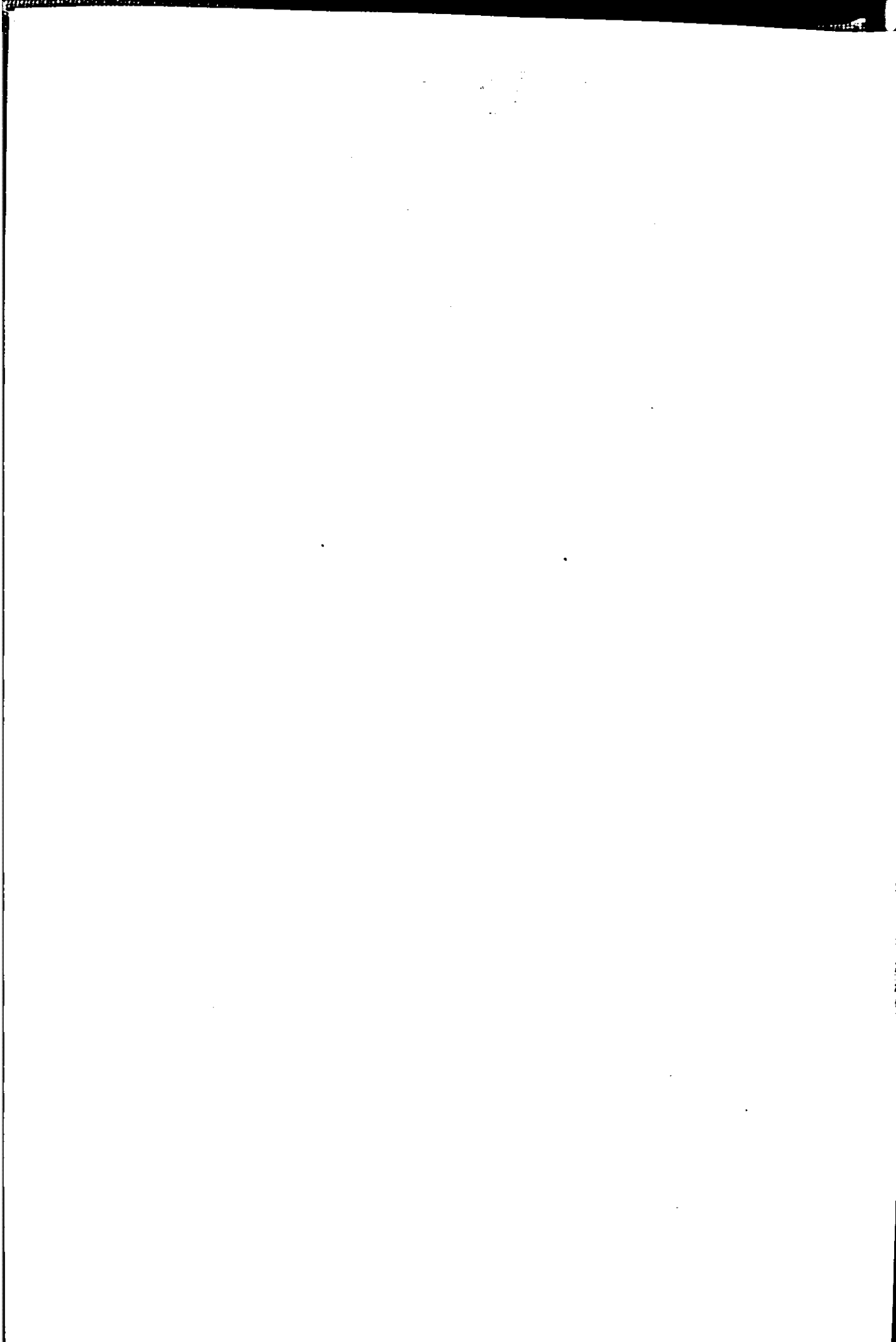


TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	10
 PREMIERE PARTIE: L'EXPERIENCE AMERICAINE DU PROGRAMME D'EMISSIONS TRADING	 18
 CHAPITRE I : LES STANDARDS ENVIRONNEMENTAUX COMME BASE NORMATIVE DES MARCHES DE POLLUTION.	 19
1. INTRODUCTION	19
2. LA POLITIQUE D'ASSAINISSEMENT ET DE MAINTIEN DE LA QUALITE DE L'AIR DANS LE <i>CLEAN AIR ACT</i>	20
2.1. Les standards nationaux de qualité de l'air ambiant	22
2.1.1. <i>L'innovation du Clean Air Act de 1970</i>	22
2.1.2. <i>La notion de standard national de qualité de l'air ambiant dans le Clean Air Act</i>	23
2.1.2.1. <i>Notion de standard ambiant</i>	23
2.1.2.2. <i>La santé publique et le bien-être public</i>	24
2.1.2.3. <i>Comparaison des standards primaires et secondaires</i>	26
2.1.2.4. <i>Les standards ambiants du point de vue spatial</i>	28
2.1.2.5. <i>Les standards ambiants du point de vue temporel</i>	30
2.1.3. <i>La formulation des standards nationaux de qualité de l'air ambiant</i>	30
2.1.3.1. <i>Compétence et procédure</i>	30
2.1.3.2. <i>Les standards effectivement promulgués par l'EPA</i>	31
2.2. La mise en oeuvre des standards nationaux de qualité de l'air ambiant	32
2.2.1. <i>La responsabilité des Etats</i>	32
2.2.1.1. <i>Les plans étatiques de mise en oeuvre</i>	32

2.2.1.2. <i>Les limitations d'émission étatiques et la délivrance de permis d'émission</i>	34
2.2.1.3. <i>Les standards d'émission fédéraux et la délivrance de permis d'émission</i>	35
2.2.2. <i>Les exigences spatiales de la mise en oeuvre</i>	41
2.2.2.1. <i>Les régions de contrôle de qualité de l'air</i>	41
2.2.2.2. <i>Le principe d'uniformité géographique de la mise en oeuvre des standards ambiants</i>	42
2.2.2.3. <i>Le problème de la surveillance de l'uniformité géographique</i>	47
2.2.3. <i>Les exigences temporelles de la mise en oeuvre</i>	48
2.2.4. <i>Les exigences quantitatives de la mise en oeuvre</i>	49
2.2.5. <i>La distinction de l'assainissement et du maintien de la qualité de l'air</i>	51
2.2.5.1. <i>La désignation comme zone conforme ou non conforme</i>	51
2.2.5.2. <i>Les objectifs de la mise en oeuvre</i>	52
2.2.5.3. <i>Le maintien de la qualité de l'air: l'environnement et l'égalité des chances de croissance économique</i>	53
2.2.5.4. <i>L'assainissement de la qualité de l'air: l'environnement et la nécessité de la croissance économique</i>	55
2.2.6. <i>La procédure d'adoption des plans étatiques de mise en oeuvre: le contrôle du public de certaines autorités politiques et de l'EPA</i>	57
2.3. <i>Les standards d'émission et le rôle de la technologie</i>	61

CHAPITRE II: LA FLEXIBILITE DANS L'APPLICATION DES STANDARDS, SES DIFFERENTES VERSIONS ET LEUR JUSTIFICATION

1. INTRODUCTION	68
2. LES CONCEPTS DU PROGRAMME D'EMISSIONS TRADING	70
2.1. Comparaison générale	70
2.2. Mode de présentation des concepts	71
2.3. Définition des concepts dans le contexte des dispositifs du <i>Clean Air Act</i>	72
2.3.1. <i>Le concept de bubble (limitations d'émission étatiques pour les sources stationnaires existantes)</i>	72
2.3.2. <i>Le concept de compliance bubble (application des standards de performance fédéraux pour les sources nouvelles)</i>	74

2.3.3. <i>Le concept de netting dans les zones conformes aux standards ambiants (prévention de la détérioration de la qualité de l'air par les sources nouvelles)</i>	75
2.3.4. <i>Le concept de netting dans les zones non conformes (installation de sources nouvelles là où les standards ambiants doivent encore être atteints)</i>	76
2.3.5. <i>Le concept d'offset dans les zones non conformes aux standards ambiants</i>	76
2.3.6. <i>Le concept de banking</i>	77
3. L'EXISTENCE D'UN "MARCHÉ" DE DROITS DE POLLUTION	78
4. LA JUSTIFICATION DE LA FLEXIBILITÉ: CROISSANCE ÉCONOMIQUE OU MINIMISATION DES COÛTS D'OBSERVANCE ?	80
4.1. <i>Des philosophies distinctes ?</i>	80
4.2. <i>Le concept de bubble (déclarations de 1979 et de 1982)</i>	83
4.3. <i>Le concept de compliance bubble</i>	85
4.3.1. <i>Le règlement de 1975 sur l'industrie métallurgique non ferreuse</i>	85
4.3.2. <i>La décision ASARCO, Inc. v. EPA</i>	87
4.3.3. <i>La disparition du compliance bubble</i>	89
4.4. <i>Le concept de netting dans les zones conformes aux standards ambiants</i>	90
4.4.1. <i>Le règlement de 1978 sur la prévention de la détérioration de la qualité de l'air</i>	90
4.4.2. <i>La décision Alabama Power Co. v. Costle et le règlement de 1980 sur la prévention de la détérioration de la qualité de l'air</i>	93
4.5. <i>Le concept de netting dans les zones non conformes</i>	99
4.5.1. <i>Le règlement de 1981 sur les zones non conformes</i>	99
4.5.2. <i>La thèse de l'inapplicabilité du netting dans les zones non conformes</i>	102
4.5.3. <i>La décision Chevron U.S.A. v. Natural Resources Defense Council</i>	105
4.6. <i>Le concept d'offset</i>	113

DEUXIEME PARTIE: LA CONCEPTION ET LA REGULATION DES MARCHES DE POLLUTION

116

CHAPITRE III: LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE DES MARCHES DE POLLUTION

117

1. INTRODUCTION	117
1.1. Notion de conception administrative	117
1.2. Dimensions exclues de la notion de conception administrative	120
1.2.1. <i>Le choix politique de l'instrument</i>	120
1.2.2. <i>Le fonctionnement du marché de pollution</i>	124
2. LES OBJETS DE LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE	125
3. LES BUTS DE LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE	129
3.1. La lutte contre la pollution	129
3.2. L'efficience économique de la politique environnementale	132
3.3. Le caractère attractif du marché de pollution	137
3.4. Observation méthodologique	139
4. ESSAI DE CLASSIFICATION DES OBJETS DE LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE	142
5. LA DIMENSION SPATIALE DES MARCHES DE POLLUTION	144
5.1. L'objectif et le présumé de la circonscription d'une région de marché	144
5.2. L'étendue géographique des marchés de pollution	149
5.2.1. <i>Marchés locaux, régionaux, nationaux ou internationaux</i>	149
5.2.2. <i>Les subdivisions internes des marchés</i>	153
5.2.2.1. <i>Marchés simples, marchés à permis zonaux et marchés à permis multiples</i>	158
5.2.2.2. <i>Les prestations administratives requises par le système des permis ambients</i>	161
5.2.2.3. <i>Les critères de la circonscription de subdivisions (ou de marchés) et le rôle de l'information</i>	166

5.2.2.4. <i>Observations relatives au cumul des critères d'uniformité géographique et d'efficacité économique</i>	169
5.2.3. <i>La taille des marchés</i>	172
5.2.3.1. <i>La lutte contre la pollution</i>	172
5.2.3.2. <i>L'efficacité économique et le caractère attractif d'un marché</i>	175
5.3. Les partenaires des marchés de pollution	175
5.3.1. <i>La nature des partenaires (acheteurs de permis)</i>	175
5.3.2. <i>Le nombre des partenaires</i>	177
5.3.2.1. <i>L'objectif d'efficacité économique</i>	177
5.3.2.2. <i>Le caractère attractif d'un marché</i>	179
5.3.2.3. <i>Une configuration spatiale efficace et attractive</i>	180
5.4. L'efficacité économique des marchés complexes: les limites de leur conception administrative et le relais du marché	184
5.4.1. <i>L'hypothèse d'une information parfaite, la flexibilité technologique et la transparence des prix</i>	185
5.4.2. <i>L'information imparfaite et le relais du marché</i>	188
5.5. Le relais du marché et la prévention des <i>hot spots</i>: l'échec des mesures administratives générales	190
6. LA VALEUR DU DROIT DE POLLUTION	193
6.1. Le polluant réglementé	193
6.1.1. <i>Polluants d'impact uniforme ou d'impact non uniforme</i>	193
6.1.2. <i>Les polluants interdépendants</i>	195
6.2. Les caractéristiques spatiales de l'activité autorisée	195
6.2.1. <i>Les prérogatives conférées par les techniques de l'émission et de l'immission</i>	195
6.2.2. <i>L'option pour des permis d'émission ou pour des permis ambiants</i>	198
6.3. Les caractéristiques temporelles de l'activité autorisée (la durée de vie des permis)	202
6.3.1. <i>La lutte contre la pollution</i>	203
6.3.2. <i>L'efficacité économique</i>	206
6.3.3. <i>Le caractère attractif du marché</i>	207

7. LA DIMENSION TEMPORELLE DES MARCHES DE POLLUTION	208
7.1. La transition vers un système de permis transférables	208
7.1.1. <i>Une politique hybride</i>	209
7.1.2. <i>La substitution du marché de pollution aux règles antérieures</i>	210
7.2. Le commencement du marché	213
7.2.1. <i>L'hypothèse d'une politique hybride (sanction administrative d'initiatives prises par les pollueurs)</i>	213
7.2.2. <i>L'hypothèse de la substitution du marché (vente publique ou distribution gratuite des permis)</i>	216

CHAPITRE IV: LE FONCTIONNEMENT DES MARCHES DE POLLUTION

	222
1. INTRODUCTION	222
2. LES ECHANGES DE DROITS DE POLLUTION	224
2.1. La vente de droits par l'administration aux pollueurs	225
2.1.1. <i>La manipulation du prix des permis et la compromission de la politique environnementale</i>	225
2.1.2. <i>Le maintien du prix d'adjudication selon la procédure de R.Lyon</i>	228
2.2. Les échanges de droits entre les pollueurs	229
2.2.1. <i>Le problème du coût de l'information</i>	229
2.2.2. <i>Les situations de monopole et les cartels</i>	231
2.2.3. <i>Les monopsones</i>	246
2.3. La participation d'autres partenaires	256
2.3.1. <i>Les associations de protection de l'environnement</i>	256
2.3.2. <i>Le gouvernement</i>	257
2.3.3. <i>Les individus ou les groupes de propriétaires</i>	258
2.3.4. <i>Les spéculateurs</i>	259
3. LE PRIX DES DROITS DE POLLUTION ET LA COMMUNICATION DE LEUR DISPONIBILITE	261
3.1. Le prix des droits de pollution	261

3.1.1. <i>Le niveau optimal du prix des permis</i>	261
3.1.2. <i>Les problèmes associés au libre jeu du marché et la nécessité d'interventions administratives</i>	263
3.1.3. <i>L'émission de signaux de prix</i>	265
3.2. La communication de la disponibilité des droits	265
4. LA TRANSFERABILITE DES DROITS DE POLLUTION	268
4.1. Notion de transférabilité utilisée	268
4.2. L'objet des normes de transfert	271
4.3. Les divers degrés de particularité des normes de transfert	277
4.4. La nature de l'acte de transfert: acte public, contrat privé ou acte mixte ?	293
4.5. Conclusion	301

TROISIEME PARTIE: LA RESPONSABILITE ECOLOGIQUE DANS LES MARCHES DE POLLUTION 303

CHAPITRE V: L'EFFECTIVITE DE LA REGLEMENTATION DANS LES MARCHES DE POLLUTION 304

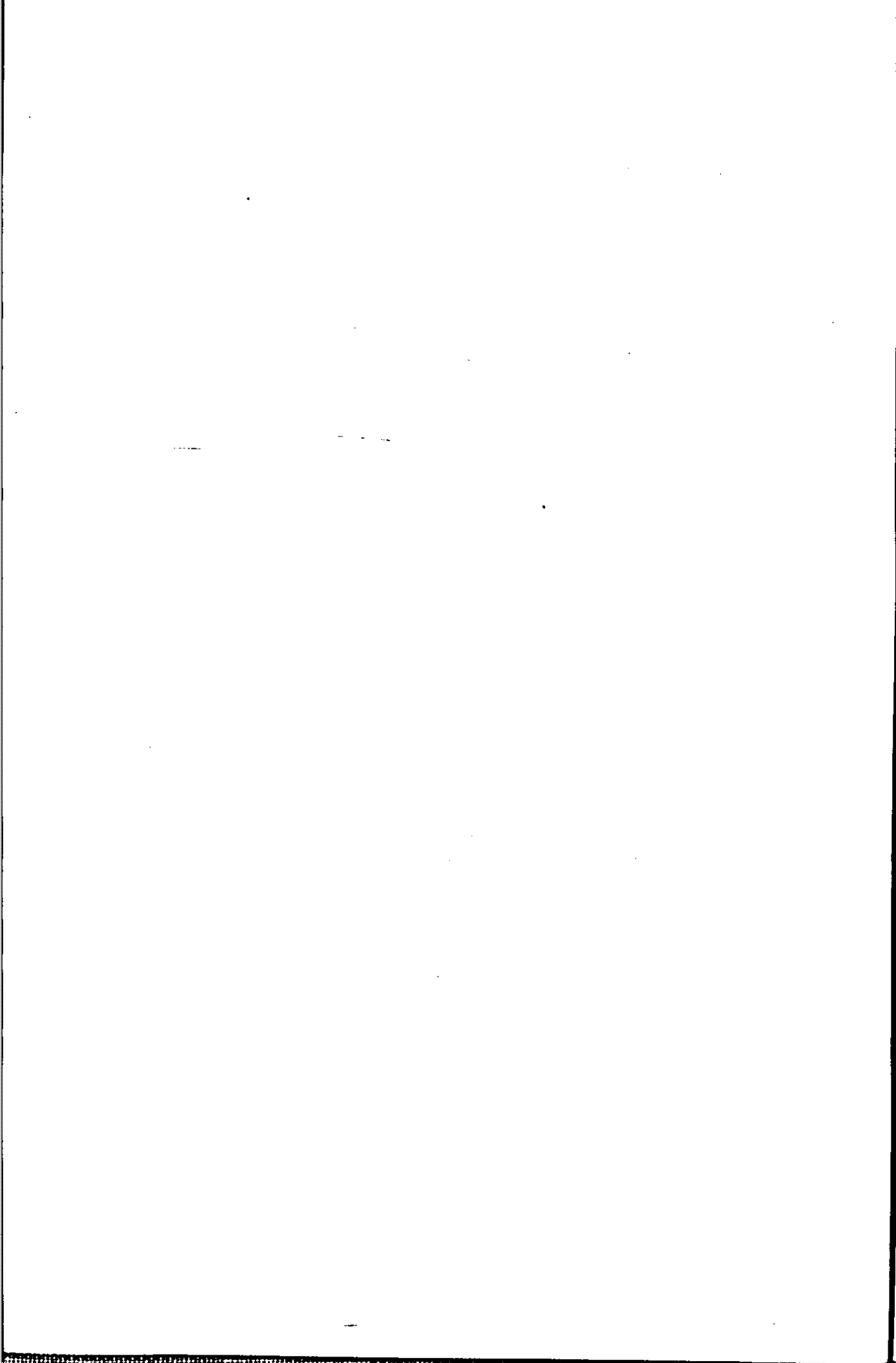
1. NOTIONS	304
1.1. Définition du concept d'effectivité	304
1.2. Le caractère mixte du thème de l'effectivité	305
2. LA SURVEILLANCE	309
2.1. L'importance de la surveillance	309
2.2. Les difficultés de la surveillance	310
2.2.1. <i>Problèmes d'ordre scientifique</i>	310
2.2.2. <i>Problèmes associés à la nature de l'instrument</i>	311
2.2.2.1. <i>L'absence de prescriptions technologiques</i>	311

2.2.2.2. <i>La circulation des droits entre les sources</i>	313
2.3. La compétence et les moyens de la surveillance	318
2.3.1. <i>La compétence de la surveillance</i>	318
2.3.2. <i>Les moyens de la surveillance</i>	319
2.4. Les modalités de la surveillance	321
2.4.1. <i>La qualité de la surveillance</i>	321
2.4.2. <i>L'auteur de la surveillance</i>	322
2.4.3. <i>Surveillance directe et surveillance indirecte</i>	323
3. LES PENALITES	325
3.1. L'importance des pénalités	325
3.2. Les instances chargées d'appliquer les pénalités	327
3.3. Les modalités des pénalités	330
3.3.1. <i>Le degré de gravité des pénalités</i>	330
3.3.2. <i>Le type de la pénalité imposée</i>	330
3.3.3. <i>Les destinataires des pénalités</i>	331
3.3.4. <i>Le calcul des pénalités</i>	332
3.3.4.1. <i>L'interaction avec la qualité de la surveillance</i>	332
3.3.4.2. <i>Le facteur du préjudice provoqué par la non-observance</i>	333

CHAPITRE VI: LE CONTENTIEUX DE LA REPARATION DES DOMMAGES ECOLOGIQUES ET LEUR PREVENTION

1. DEFINITION DE LA PROBLEMATIQUE	335
1.1. Les violations de la réglementation relative à l'utilisation des permis	335
1.2. La survenance de dommages écologiques	338
2. L'UNIFORMITE GEOGRAPHIQUE DE LA MISE EN OEUVRE DU STANDARD ENVIRONNEMENTAL	340
2.1. Les hot spots: définition, impacts et origines	340

2.2. L'intérêt du contentieux en réparation des dommages provoqués par les <i>hot spots</i>	347
2.3. La réparation des dommages provoqués par les <i>hot spots</i> et leur prévention	352
2.3.1. <i>Collectivisation</i>	353
2.3.2. <i>Individualisation</i>	358
2.3.2.1. <i>Première hypothèse: problème de causalité</i>	360
2.3.2.2. <i>Deuxième hypothèse: problème de solvabilité</i>	<u>363</u>
2.3.3. <i>Recollectivisation</i>	370
3. LA MISE EN OEUVRE DU STANDARD ENVIRONNEMENTAL PROPREMENT DIT	374
3.1. Les "dommages publics", leurs caractères et leur origine	374
3.2. L'intérêt des dommages publics et l'enjeu du contentieux	377
3.3. La réparation et la prévention des dommages publics	379
3.3.1. <i>Collectivisation</i>	379
3.3.2. <i>Individualisation</i>	383
3.3.3. <i>Recollectivisation</i>	388
4. L'EMERGENCE D'ORGANES DE PREVENTION DES RISQUES ECOLOGIQUES	393
BIBLIOGRAPHIE	398



INTRODUCTION

Le concept de marché de pollution a été forgé par des économistes séduits par l'idée d'une minimisation des coûts d'observance des firmes privées destinataires de normes environnementales. De nombreux politologues se sont également intéressés au sujet, dans la mesure où ce concept représente un instrument possible pour toute politique environnementale reposant sur des standards de qualité de l'environnement. Par ailleurs, il faut reconnaître que la plupart des informations relatives à ce sujet sont disponibles au niveau de la doctrine économique et politique, ce qui est dû à la rareté des expériences ayant effectivement été pratiquées en la matière. La présente thèse cherche à échapper à cette double limitation de la problématique. D'une part, le point de vue se veut également juridique, raison pour laquelle de larges développements sont consacrés à la description du dispositif normatif américain du *Clean Air Act* (chapitre I), de même qu'à la problématique spécifique de la responsabilité (chapitres V et VI). D'autre part, l'on prétend aussi se situer sur un plan plus pratique, en décrivant, ainsi qu'on vient de le dire, le système positif des standards environnementaux du *Clean Air Act*, de même que les concepts concrets du programme d'*Emissions trading*, qui mettent en oeuvre ces standards (chapitre II). Le projet de conception d'un système de permis négociables pour lutter à l'échelle internationale contre l'effet de serre, développé par l'OCDE, constitue l'autre champ d'application pratique principalement envisagé dans cette thèse (chapitre III, 5.2.1, 6.2.2, 6.3; chapitre IV, 4.1; chapitre V, 2.2.1 et 2.3.1).

Quelles leçons tirera-t-on de l'expérience américaine du système des standards de qualité de l'air du *Clean Air Act* et du programme de permis négociables sur lequel il repose ? Les descriptions de la première partie de cette thèse révèlent essentiellement deux principes inhérents aux marchés de pollution. Premièrement, ces instruments ont un objectif écologique, dans la mesure où ils servent à mettre en oeuvre des standards de maintien ou d'amélioration de la qualité de l'environnement. Cet aspect ressort de manière récurrente de la description des diverses particularités de ces standards, notamment de celle de leurs objectifs (chapitre I, 2.1.2.2), de la compétence de leur définition (*ibid.*, 2.1.3.1) et des différentes garanties requises au niveau de leur mise en oeuvre (*ibid.*, 2.2.2, 2.2.3 et 2.2.4). Deuxièmement, les

marchés de pollution se distinguent des instruments de protection de l'environnement relevant du modèle de "commande et contrôle"¹⁷¹ dans la mesure où ce sont des instruments d'incitation économique cherchant à minimiser les dépenses des acteurs qu'ils concernent (efficience économique). Cet aspect se dégage de la genèse historique des concepts du programme d'*Emissions trading*. En particulier, le concept de *bubble*, à propos duquel l'on peut véritablement parler d'un "marché" de droits de pollution (chapitre II, section 3), trouve son origine dans l'idée d'une minimisation des coûts d'observance des standards par l'industrie, caractérisant le mouvement américain de la "réforme régulatrice" (*ibid.*, 4.1 et 4.2). La première partie de cette thèse permet donc de dégager deux objectifs politiques des marchés de pollution: ils ont un objectif écologique et en même temps un objectif d'efficience économique, le second venant tempérer la rigueur de l'application des règles environnementales en vue de ménager les intérêts économiques de leurs destinataires.

Dans sa thèse *Marktconform milieurecht?*¹⁷², Marjan Peeters a relevé quant à elle la présence d'un objectif d'attrait des marchés de pollution pour leurs participants potentiels. Selon elle, cette valeur se traduit par la sécurité juridique dont les pollueurs peuvent bénéficier dans ces marchés et par la flexibilité caractérisant leurs transferts de permis (chapitre III, 3.3). Du point de vue du choix de l'instrument de la politique environnementale, il faudrait alors renoncer à l'utilisation d'un marché de pollution lorsqu'un tel marché perd son attrait en raison des particularités du problème écologique concerné. En présence par exemple de risques de concentrations localisées du polluant réglementé dues à la nature de ce dernier et aux conditions géographiques d'impact de la région concernée, chaque transfert de permis supposerait une autorisation administrative individuelle: pour le maintien du principe écologique de l'uniformité géographique de la dispersion du polluant réglementé, l'administration devrait d'abord constater l'absence de risque d'impact localisé du transfert envisagé. Un tel contrôle s'accompagnerait cependant de lourdeurs procédurales compromettant la flexibilité des transferts, c'est-à-dire l'attrait du marché. Pour cette raison, l'utilisation d'un tel instrument n'aurait guère de sens en pareille hypothèse (chapitre IV, 4.4). De cette thèse se dégage non seulement l'idée d'un troisième objectif des marchés de

¹⁷¹ Voy. à ce propos *infra*, chap.III, 1.2.1.

¹⁷² PEETERS, 1992.

pollution, celui de leur attrait, mais également une règle de solution du conflit possible entre cet attrait et l'objectif écologique des marchés: le principe d'uniformité géographique est prioritaire, car c'est alors à la flexibilité des transferts (attrait) et non au contrôle administratif individualisé (environnement) qu'il faut renoncer.

La présente thèse propose premièrement de distinguer l'attrait des marchés de leur efficience, ces deux objectifs "économiques" étant bien entendu contrastés de leur objectif "écologique". Deuxièmement, l'on propose de diversifier les composantes respectives de ces trois valeurs. Troisièmement, l'on tente de dégager une formule de solution de leurs conflits plus nuancée que celle de la simple priorité de l'objectif écologique par rapport à l'objectif économique, ceci au départ de l'observation de certains dispositifs du programme d'*Emissions trading* tant qu'à titre de propositions de politique juridique.

Ainsi qu'on l'a dit, l'on propose notamment de diversifier les composantes des trois objectifs des marchés de pollution. En ce sens, leur objectif *écologique* comprend le respect du standard de qualité de l'environnement applicable au marché (supra)¹⁷³, celui du principe d'uniformité géographique de la dispersion du polluant réglementé (*id.*)¹⁷⁴ et les incitations à l'innovation technologique qu'ils représentent spécifiquement¹⁷⁵. L'objectif d'*efficience économique* quant à lui correspond aux différents aspects d'une minimisation des dépenses des acteurs concernés: les coûts administratifs enregistrés du côté public¹⁷⁶, les coûts de transaction enregistrés par les partenaires privés des transferts de permis¹⁷⁷ et les composantes de la formule d'efficience économique de Roger Noll (coûts de contrôle des

¹⁷³ Voy. notamment infra, chap.III, 3.1, 5.2.3.1, 6.3.1, 7.2.2, chap.V, 1.2, 2.2.2.2, 3.3.4.2, chap.VI, 1.1, 3.1 et 3.3.3.

¹⁷⁴ Voy. notamment infra, chap.III, 5.2.2, 5.2.2.3, 5.2.3.1, 5.3.1, 5.3.2.3, 5.4, 5.5, 6.2.2, 6.3.1, chap.IV, 2.3.3, 4.2, 4.3, 4.4, chap.VI, 1.2, 2.1 et 2.3.3.

¹⁷⁵ Voy. notamment infra, chap.III, 6.3.1, 7.1.1, 7.1.2, 7.2.1, 7.2.2, chap.IV, 2.2.3, 2.3.4, 3.1.2 et 3.2.

¹⁷⁶ Voy. notamment infra, chap.III, 6.3.2, 7.1.2, 7.2.2, chap.IV, 4.4 et chap.V, 2.4.2.

¹⁷⁷ Voy. notamment infra, chap.III, 5.3.2.1, 5.3.2.3, chap.IV, 3.1.3, 4.4 et chap.VI, 2.3.3.

émissions et prix des permis)¹⁷⁸. Enfin, les diverses composantes de l'*attrait* des marchés de pollution seraient les suivantes: la valeur économique des permis détenus par les pollueurs¹⁷⁹, la flexibilité assortissant leurs transferts (supra)¹⁸⁰, la sécurité juridique sur laquelle les pollueurs doivent pouvoir compter¹⁸¹, la simplicité de leurs transactions (par opposition à leur complexité)¹⁸² et la clarté des signaux de prix¹⁸³.

Les protagonistes des marchés de pollution vantent leurs mérites parce que l'on réussirait alors à concilier la protection de l'environnement avec les impératifs de la croissance économique et de la rentabilité des activités industrielles, et la première partie de cette thèse montre que le programme d'*Emissions trading* a effectivement cherché à réaliser une telle conciliation. La deuxième et la troisième partie montrent cependant que ces objectifs s'avèrent souvent conflictuels, respectivement lorsque l'administration conçoit ou régule des marchés, et lorsqu'il s'agit de répondre aux problèmes de responsabilité écologique pouvant s'y poser. C'est la raison pour laquelle l'on tente de dégager une clé de solution de ces conflits. Comme Peeters, l'on dira alors que l'objectif écologique des marchés est prioritaire par rapport à l'objectif de leur attrait (supra). D'autre part, la genèse du programme d'*Emissions trading* (standards environnementaux du *Clean Air Act* et pressions industrielles cherchant à tempérer la rigueur de leur application, *id.*) permet d'avancer que l'objectif écologique des marchés vient avant celui de leur efficience.

La présente thèse s'inspire de ces deux sources pour recommander des dispositifs de conception et de régulation plus favorables à la protection de l'environnement, en cas de

¹⁷⁸ Voy. notamment infra, chap.III, 3.2, 5.2.2.3, 5.3.2.1, 5.3.2.3, 5.4.1, 6.2.2, 6.3.2, 7.1.2, 7.2.2, chap.IV, 2.1.1, 2.2.1, 2.2.2, 3.1.1, 4.3, chap.V, 3.3.4.2 et chap.VI, 2.3.3.

¹⁷⁹ Voy. notamment infra, chap.IV, 2.2.3, 2.3.4, 3.1.1, chap.V, 1.2, chap.VI, 1.1, 3.3.3 et section 4.

¹⁸⁰ Voy. notamment infra, chap.III, 3.3, 5.3.2.3, 7.1.2 et chap.IV, 4.4.

¹⁸¹ Voy. notamment infra, chap.III, 3.3 et 6.3.3.

¹⁸² Voy. notamment infra, chap.III, 5.3.2.3, 6.2.2, 7.2.2, chap.IV, 3.2 et chap.VI, 2.3.3.

¹⁸³ Voy. notamment infra, chap.III, 5.3.2.1, 5.3.2.3, 5.4.1, chap.IV, 3.1.3 et chap.VI, section 4.

choix entre plusieurs alternatives. En ce qui concerne la *conception* des marchés (chapitre III), un premier exemple concerne les critères de la circonscription de subdivisions internes: l'administration doit à la fois rechercher l'uniformité géographique de la dispersion du polluant réglementé et la réalisation de transferts rentables en termes d'économie de coûts de contrôle. Grâce au "caractère optionnel des fonctions de coûts de réduction", des subdivisions pourraient être configurées en fonction du critère écologique et les coûts de réduction seraient alignés sur ce critère, mais non l'inverse (*ibid.*, 5.2.2.4). Un autre exemple concerne les dispositifs de transition de la réglementation limitative des émissions antérieure vers un marché de pollution: le programme d'*Emissions trading* adopte une politique hybride, et non un dispositif de substitution du marché aux règles antérieures, ce qui est plus favorable à l'environnement dans la mesure où l'innovation technologique est alors mieux incitée (*ibid.*, 7.2.1). En ce qui concerne la *régulation* des marchés (chapitre IV), les normes de transfert assortissant les échanges de permis de certaines conditions tempèrent incontestablement leur efficacité et leur attrait (coûts administratifs, complexité des transactions...). La primauté de l'objectif écologique d'uniformité géographique de la dispersion du polluant réglementé (*ibid.*, 4.2) suppose toutefois le recours à de telles règles, ainsi que le montre le programme d'*Emissions trading*, qui met en oeuvre des normes de transfert de la deuxième et de la troisième catégorie (*ibid.*, 4.3).

Il importe toutefois de relever l'existence de dispositifs cumulant les avantages à tous points de vue. Ainsi qu'on le verra, l'une des questions de *conception* que l'administration doit régler est celle de la durée de vie des permis de pollution: le système des "permis chevauchants" proposé par Geoffrey Bertram comprend à la fois des permis de court terme et de long terme, ce qui représente des avantages tant du point de vue de la lutte contre la pollution que du point de vue de l'efficacité économique et de l'attrait des marchés (chapitre III, 6.3). Dans le contexte de la problématique de la surveillance des activités polluantes réglementées dans les marchés de pollution (*effectivité de la réglementation*, chapitre V), l'une des questions qui se pose est celle de l'auteur de la surveillance. La certification du respect des limitations d'émission par les pollueurs eux-mêmes permet d'économiser les coûts administratifs (efficacité), mais un contrôle par l'autorité elle-même est plus fiable (protection de l'environnement). L'on pourrait cumuler ces deux avantages avec le dispositif d'une certification par les pollueurs eux-mêmes, assorti d'un contrôle ponctuel par l'autorité (*ibid.*,

2.4.2).

Dans certains cas, la priorité de l'objectif écologique des marchés peut *compromettre* leur attrait ou leur efficience. Comme Peeters (*id.*), l'on dira alors que leur utilisation serait dépourvue de sens dans la mesure où cet attrait et cette efficience représentent l'intérêt spécifique des marchés de pollution par rapport aux instruments de commande et contrôle. L'une des questions de *conception* d'un marché est celle du polluant réglementé, c'est-à-dire du polluant dont les permis autorisent et limitent les émissions. Peeters exclut l'utilisation d'un marché pour réglementer les émissions de polluants d'impact non uniforme, parce que des autorisations administratives individuelles de chaque transfert seraient alors requises pour le respect du principe d'uniformité géographique. Ces autorisations compromettraient la flexibilité des transferts et donc l'attrait du marché. Du point de vue de la conception, la conclusion consisterait alors à dire que seules les émissions de polluants d'impact uniforme devraient faire l'objet de l'organisation d'un marché (chapitre III, 6.1.1). Cette problématique est associée à une question de *régulation*, celle de la nature des actes de transfert: si les autorisations administratives en question étaient requises pour leur admissibilité, il s'agirait d'"actes mixtes" (chapitre IV, 4.4). Dans la mesure où une telle exigence procédurale compromettrait l'attrait du marché, l'utilisation d'un tel instrument perdrait son sens. L'étude de la mise en oeuvre du programme d'*Emissions trading* révèle en fait que cette conclusion décevante ne doit pas être nécessairement tirée dans l'hypothèse environnementale décrite. Le champ d'application des marchés de pollution pourrait alors être étendu moyennant certaines conditions. En 1981 y fut admise pour les transferts la forme du contrat privé, afin de rendre les marchés plus attractifs (*id.*). L'élimination de la procédure publique n'a cependant pas signifié que l'on a écarté la considération des risques d'impact localisé générés par l'émission de polluants d'impact non uniforme: à cette fin, certains Etats ont recouru à un dispositif de "normes de la troisième catégorie", faisant dépendre l'admissibilité des transferts d'études d'impact particularisées, tout en maintenant leur forme de contrats privés (*ibid.*, 4.3).

La présente thèse cherche en un sens assez similaire à étendre le champ d'application des marchés de pollution, même lorsque leurs exigences écologiques incontestables et prioritaires problématisent leur efficience et leur attrait. A cette fin, la formule de solution des

conflits d'objectifs doit être complexifiée. L'on a avancé premièrement que les exigences écologiques des marchés l'emportaient sur leurs exigences économiques, et deuxièmement que les marchés ne devaient pas être utilisés lorsque cette priorité compromettait ces exigences économiques. Troisièmement, l'on avancera que la reconnaissance d'une telle priorité n'aboutit pas nécessairement à *compromettre* les exigences économiques, mais qu'elle peut simplement *relativiser* leur optimisation. Dans ces cas, l'on pourrait continuer à utiliser des marchés de pollution, et les développements de cette thèse s'efforcent de dégager des dispositifs de conception, de régulation et de responsabilité ménageant l'efficacité et l'attrait des marchés lorsque leurs exigences écologiques problématisent ces deux dernières valeurs. En d'autres termes, la priorité des objectifs environnementaux des marchés ne compromet pas fatalement leur efficacité et leur attrait, mais des efforts de conception, de régulation et d'organisation de la responsabilité doivent être fournis à cette fin.

Un premier exemple concerne la *conception* des marchés. Dans ce contexte, l'étude des caractéristiques spatiales de l'activité de pollution autorisée par les permis révèle l'option pour des "permis d'émission" ou pour des "permis ambiants" (chapitre III, 5.2.2). Les permis ambiants assurent une protection accrue de l'environnement, mais supposent des dépenses administratives supérieures, ce qui représente un facteur d'inefficacité (*ibid.*, 5.2.2.2). Leur inefficacité serait encore plus grande s'ils étaient utilisés en outre dans des "marchés complexes" (*ibid.*, 5.4), parce que l'on peut montrer que de tels marchés supposent encore d'autres dépenses administratives. Par rapport à cette inefficacité complète, l'utilisation de permis ambiants dans des "marchés simples" représente une inefficacité simplement relative (*ibid.*, 6.2.2).

Un autre exemple concerne la *régulation* des marchés. Les normes de transfert réglant les échanges de permis entre sources distantes (*supra*) peuvent provoquer des monopoles de droits compromettant l'efficacité des marchés dans la mesure où le prix des permis pourrait s'accroître sans limitation. Un tel risque est présent dans les "marchés à permis zonaux" mais non dans les "marchés à permis multiples" (autre type de marché complexe, *ibid.*, 5.2.2) parce que ceux-ci comprennent une barrière naturelle contre l'augmentation démesurée des prix par le monopoleur éventuel. Dans cette hypothèse, le monopoleur pourrait certes faire monter le prix des permis, mais non pas jusqu'au point de compromettre l'efficacité du marché. Il faut

à tout le moins reconnaître que cette efficience serait alors relativisée, mais ceci ne prive pas de son sens l'utilisation d'un marché (chapitre IV, 4.2).

Les trois autres exemples touchent à la problématique de la *responsabilité écologique* dans les marchés de pollution. La prévention des dommages représentés par les *hot spots* représente un aspect de cette problématique. Ainsi qu'on le verra, l'administration peut à cette fin plafonner le nombre des permis acquérables par certaines firmes. Ceci ne manquerait de relativiser l'efficience économique du marché, si des plafonds étaient imposés aux firmes ayant des coûts de contrôle élevés (attribution inefficente des prestations de contrôle). Les plafonds ne font cependant précisément que relativiser la minimisation des coûts de contrôle. Des interdictions d'acquisition aux mêmes firmes compromettraient cependant cette minimisation (chapitre VI, 2.1 in fine). La réparation des dommages provoqués par les *hot spots* représente un autre aspect de la question de la responsabilité. A cette fin, un fonds collectif d'indemnisation peut être organisé, et l'on peut envisager de le financer par des taxes perçues auprès des pollueurs. Ces taxes devraient cependant rester inférieures aux économies de coûts de contrôle réalisables par les pollueurs respectifs du marché, ce sans quoi l'efficience de ce dernier serait compromise (*ibid.*, 2.3.1). Enfin, et pour reparler de prévention, mais cette fois des *hot spots* autant que des dommages dus à un dépassement global du standard écologique, les solutions de recollectivisation de la responsabilité envisagées devraient permettre de réduire les coûts de la prévention, ceci par centralisation des prestations d'expertise incitées par les différents dispositifs de responsabilité proposés (*ibid.*, 2.3.3 et 3.3.3). L'on pourrait alors escompter que les coûts de prévention enregistrés par les partenaires des marchés resteront inférieurs aux avantages économiques qu'ils peuvent tirer de leur participation, en d'autres termes que les dispositifs de centralisation envisagés permettront de ménager l'efficience et l'attrait des marchés malgré l'indispensable prévention requise par leur objectif écologique.

PREMIERE PARTIE

**L'EXPERIENCE AMERICAINE DU PROGRAMME D'*EMISSIONS*
*TRADING***

CHAPITRE I

LES STANDARDS ENVIRONNEMENTAUX COMME BASE NORMATIVE DES MARCHES DE POLLUTION

1. INTRODUCTION

L'objet de ce premier chapitre consiste à décrire le mécanisme de standards environnementaux prévu par le *Clean Air Act* américain (CAA), qui constitue l'exemple d'un dispositif assez sophistiqué en la matière. Ce dispositif repose essentiellement sur la distinction de deux types de standards: les standards ambiants (section 2.1) et les standards d'émission, qui sont destinés à la mise en oeuvre des premiers (section 2.2). La description concrète de ces normes (leurs objectifs, leurs types, la compétence et la procédure de leur définition) vise à faire ressortir leur dimension proprement écologique. C'est ainsi par exemple que l'étude des objectifs des standards ambiants révèle qu'ils visent l'atteinte ou le maintien d'un certain niveau de qualité de l'air, c'est-à-dire qu'ils protègent une valeur environnementale donnée (infra, 2.1.2.2). Une autre valeur environnementale protégée par ce dispositif est l'uniformité géographique des niveaux prescrits par ces standards (*ibid.*, 2.1.2.4, 2.2.2.2 et 2.2.2.3). Deux autres exemples concernent les standards d'émission et les pouvoirs dont disposent les Etats lorsqu'ils ont la compétence de mettre en oeuvre des standards fédéraux ou d'en redéfinir: en aucun cas, leur intervention ne pourrait aboutir à tempérer la rigueur des exigences fixées par l'Agence fédérale de protection de l'environnement (*Environmental Protection Agency* ou EPA; voy. *ibid.*, 2.2.4: les exigences quantitatives de la mise en oeuvre).

Ces développements, qui consistent donc à souligner l'aspect écologique du dispositif de standards prévu par le *Clean Air Act*, appuient la thèse qui sera avancée au cours des chapitres ultérieurs. D'après cette thèse, et dans la mesure où ils présupposent un dispositif de standards environnementaux, les marchés de pollution sont primordialement des instruments de protection de l'environnement (chapitre III, 3.1: conception administrative;

chapitre IV: régulation des marchés et chapitre VI: responsabilité), même si leur utilisation repose également sur des considérations d'efficacité économique (chapitres II et III, 3.2) et s'ils doivent être attractifs pour leurs participants potentiels, des firmes privées (chapitre III, 3.3). Le présent chapitre permet de justifier cette idée générale en termes historiques, dans la mesure où c'est au départ du système de standards prévu par le *Clean Air Act* lui-même (pour la mise en oeuvre de celui-ci) que s'est développé le programme d'*Emissions trading*, qui constitue l'un des principaux programmes de permis transférables en vigueur (chapitre II).

2. LA POLITIQUE D'ASSAINISSEMENT ET DE MAINTIEN DE LA QUALITE DE L'AIR DANS LE *CLEAN AIR ACT*¹

Initialement promulgué en 1963 et substantiellement amendé en 1970 et en 1977², ce statut a fixé les bases juridiques de la politique de protection de la qualité de l'air des Etats-Unis. Il reflète la grande préoccupation écologique qui se manifesta aux Etats-Unis dans les années soixante-dix. Avant celles-ci, le droit de l'environnement se composait essentiellement des principes de responsabilité de la *common law*, complétés à la rigueur de quelques dispositions législatives fédérales ou étatiques spéciales³. Les années soixante-dix marquèrent un tournant. La réforme du *Clean Air Act* s'inscrit dans le cadre d'un large mouvement législatif de protection de l'environnement⁴.

¹ Pour le texte de ce statut jusqu'en 1988, voy. le volume *Selected Environmental Law Statutes, 1988-1989 Educational Edition*, St. Paul, Minn., West Publishing Co., 1988, 437-552. En français, on parle de la "loi sur l'assainissement de l'air" (PIETTE, 1988, p.442).

² LIROFF, 1986, p.19.

³ THOMPSON, 1991, p.114.

⁴ Dans le *National Environmental Policy Act (NEPA)* de 1969, le Congrès a obligé le gouvernement fédéral à encourager et à promouvoir la protection de l'environnement dans sa politique (s.4331(a)). Ne se limitant pas à la prescription de cet objectif, il a également défini le moyen pour l'atteindre, en prévoyant que les ministères et organismes fédéraux sont tenus de préparer une étude d'impact sur l'environnement préalablement à toute décision importante susceptible de s'accompagner d'effets importants pour l'environnement (ss.4332, 4341, et 4343). Les dispositifs de responsabilité prévus ont donné lieu à un grand nombre de

Dans le *Clean Air Act* de 1970, le Congrès a chargé le gouvernement fédéral de définir des standards nationaux destinés à protéger la santé publique et l'environnement⁵. Ces standards (*National Ambient Air Quality Standards* ou *NAAQS*) constituent l'élément clé de la réforme, et l'on peut considérer pour cette raison que le régime organisé par le statut relève de l'"approche administrative traditionnelle", par opposition à la méthode des "incitants économiques"⁶. Alors que la première technique prescrit des conduites par voie d'autorité, la seconde ne cherche à réaliser des objectifs qu'en exerçant certaines pressions économiques. Le "standard" s'accompagne directement ou indirectement d'une pénalité sanctionnant le manquement aux obligations qu'il définit⁷. Par contre, la "charge" propre à la méthode d'incitation se limite à la discrimination économique du comportement non souhaité (*supra*)⁸.

Par ailleurs, le *Clean Air Act* a été considéré en 1986 comme un cas type du modèle de "commande et contrôle", que l'on oppose au concept de flexibilité⁹. Les dispositifs

poursuites judiciaires contre les autorités publiques (recours en injonction que peut introduire toute personne ou organisme). Voy. à ce propos PIETTE, 1988, pp.440-441; JACOBY et EREMICH, 1991, pp.67-68. Le *Clean Air Act* de 1970 lui-même fut rapidement suivi d'autres statuts tels le *Federal Water Pollution Control Act* (CWA) ou *Clean Water Act*, s'appliquant à la pollution de l'eau, le *Toxic Substance Control Act* (TSCA), visant les substances toxiques et le *Resource, Conservation and Recovery Act* (RCRA), en matière de déchets hasardeux. Voy. THOMPSON, 1991, p.115; JACOBY et EREMICH, 1991, pp.72-73.

⁵ THOMPSON, 1991, p.115; MILLER et MILLER, 1989, p.113.

⁶ MAJONE, 1989a, pp.120 ss., 125-126; STEWART, 1988b, p.104.

⁷ Les standards nationaux de qualité de l'air ambiant appellent les sanctions de la section 7413 du *Clean Air Act*. Celles-ci sanctionnent les infractions aux "plans étatiques de mise en oeuvre" des standards nationaux (*State Implementation Plans* ou *SIP*).

⁸ La littérature consacrée à la politique d'environnement distingue fréquemment les concepts de "standard" et de "charge" (MAJONE, 1989a, pp.126-131, et les références citées). Mais elle ramène aussi la différence à une question de degré, en considérant que la sanction représente un coût qui peut être perçu par la firme de la même manière que le droit à payer dans un système de charges (*Ibid.*, p.126; DAINITH, 1988, pp.30-31; SETTLE et WEISBROD, 1978, pp.166-170).

⁹ Notion de *command and control regulation*. Voy. notamment PEETERS, 1992, pp.3, 129, 144; STAVINS et BRADLEY, 1992, p.8; TIETENBERG, 1990, p.18; HAHN et HESTER, 1989a, p.361; 1989b, p.109. Pour l'opposition de ce concept à celui de flexibilité, voy. LIROFF, 1986, pp.20-21.

réglementaires relevant du premier modèle ne laissent pas de marge de manoeuvre à leurs destinataires, lesquels se voient prescrire des obligations précises. Si l'on examine la situation des entreprises polluantes concernées par la réglementation de la pollution de l'air, on peut relever la présence de prescriptions administratives précises quant aux technologies de réduction d'émission qu'elles doivent utiliser¹⁰. Telle est probablement la raison principale pour laquelle on a pu écrire que des indications hautement détaillées, relatives à la réduction de la pollution, étaient prescrites aux entreprises polluantes, et qualifier sur cette base le *Clean Air Act* comme une loi de commande et contrôle¹¹. En effet, celles-ci bénéficieraient d'une flexibilité supérieure s'il leur suffisait de se conformer à des seuils d'émission fixés, car elles seraient alors libres de déterminer leurs moyens technologiques (maintien de procédés anciens et réduction de la production ou bien adoption de procédés nouveaux, plus performants en termes écologiques), ou de répartir les limitations d'émissions entre leurs installations particulières, en fonction des possibilités techniques de celles-ci. Les amendements de 1990 semblent de nature à induire des tempéraments dans la qualification du statut comme un cas de commande et contrôle. Ils introduisent en effet le concept du marché de droits de pollution en matière de pluie acide et de protection de la couche d'ozone. De plus, les Etats se voient explicitement signaler la possibilité de faire usage de l'échange ("*trade*") de droits de pollution¹². Cette réforme est donc susceptible de réintroduire de la flexibilité technologique dans ses hypothèses spécifiques.

2.1. Les standards nationaux de qualité de l'air ambiant

2.1.1. L'innovation du *Clean Air Act* de 1970

Les amendements au *Clean Air Act* de 1970 ont été considérés comme ayant "inauguré l'ère moderne du contrôle de la pollution atmosphérique"¹³. Ce jugement s'appuie

¹⁰ Voy. les différentes exigences technologiques auxquelles doivent répondre les sources de pollution pour obtenir les permis étatiques requis par le statut (*infra*).

¹¹ LIROFF, 1986, p.20.

¹² PEETERS, 1992, p.412; NOLL, 1991, p.81.

¹³ MILLER et MILLER, 1989, p.112.

notamment sur le fait qu'ils ont chargé l'EPA de définir des standards nationaux primaires et secondaires de qualité de l'air ambiant (s.7409)¹⁴. Avant ces amendements, l'administration fédérale du programme du *Clean Air Act* relevait du Département de la santé, de l'éducation et du bien-être public (*Department of Health, Education and Welfare*)¹⁵. L'EPA est par contre une institution spécialisée, dont la création à la fin de 1970 apporta une réponse concrète à l'exigence publique d'un environnement plus propre et plus sain¹⁶. Par ailleurs, aucune disposition ne prévoyait des standards fédéraux de qualité de l'air susceptibles d'intéresser la généralité des sources de pollution. Des standards d'application générale étaient prévus par le *Air Quality Act* de 1967, mais leur détermination incombait aux autorités étatiques et locales¹⁷. La même loi prévoyait d'autre part des standards fédéraux de qualité de l'air, mais ceux-ci ne concernaient que les émissions de sources mobiles (nouveaux véhicules à moteur ou nouveaux appareils destinés à des véhicules à moteur)¹⁸. Au départ des standards fédéraux de qualité de l'air ambiant qu'il prévoit, le *Clean Air Act* de 1970 organise un mécanisme de standards d'émission applicable aux sources mobiles (sous-chapitre II) comme aux sources stationnaires (ss.7408(a)(1)(B), 7411(a)(3) et 7412(a)(3)).

2.1.2. La notion de standard national de qualité de l'air ambiant dans le *Clean Air Act*

2.1.2.1. Notion de standard ambiant

Les NAAQS prévus par la section 7409 du statut sont des *standards ambiants* et non des *standards d'émission*. Les premiers établissent des concentrations maximales autorisées

¹⁴ *Ibid.*, p.113.

¹⁵ *Id.*

¹⁶ COOK, 1988, pp.2, 5.

¹⁷ MILLER et MILLER, 1989, p.112.

¹⁸ Un standard fédéral avait déjà été prévu par le *Motor-Vehicle Air Pollution Control Act* de 1965, mais c'était un standard d'émission et non de qualité de l'air. Voy. *ibid.*, pp.110-111.

pour certains polluants de l'air¹⁹ et définissent donc un résultat à atteindre. A cet effet, des normes plus spécifiques sont requises, puisque les standards ambiants n'établissent que les objectifs généraux de la politique d'assainissement de la qualité de l'air. La réalisation de ces objectifs passera alors par des standards d'émission, établissant la quantité d'un polluant donné que peut émettre un type particulier de source de pollution²⁰. Les concentrations maximales qu'admettent les *NAAQS* correspondent à des niveaux de pollution dont le dépassement est considéré comme une menace pour la santé publique ou pour le bien-être public²¹. La protection de ces valeurs caractérise respectivement les *standards primaires* et les *standards secondaires* de qualité de l'air ambiant.

2.1.2.2. La santé publique et le bien-être public

La section 7409(b)(1) du statut définit les standards primaires de la manière suivante: "*National primary ambient air quality standards (...) shall be ambient air quality standards the attainment and maintenance of which in the judgment of the Administrator, based on such criteria and allowing an adequate margin of safety*"²², *are requisite to protect the public health*". La doctrine précise que la conception de ces standards vise à protéger la santé de la population moyenne, mais aussi des personnes qui ont des problèmes de santé ou des susceptibilités de maladie particuliers, que la pollution de l'air pourrait exacerber²³. Cette opinion s'appuie en fait sur les travaux préparatoires des amendements de 1970, aux termes

¹⁹ PIETTE, 1988, p.443; NOLL, 1991, p.71; HAHN et HESTER, 1989b, p.114; LIROFF, 1986, p.19.

²⁰ HAHN et HESTER, 1989b, p.115; LIROFF, 1986, p.xx. Pour la distinction de ces deux types de standards, on peut également se référer à MAJONE, 1989a, p.125, qui définit des "standards ambiants" et des "standards effluents". Les premiers "expriment en termes quantitatifs les objectifs qualitatifs d'un programme environnemental". Les seconds "définissent la quantité et le type de pollution autorisée pour une source donnée", là où cette quantité peut être déterminée avec exactitude en fonction des objectifs de réduction de la pollution qu'établissent les standards ambiants.

²¹ LIROFF, 1986, p.19.

²² Il s'agit des critères de qualité de l'air mentionnés à la sous-section (a) de la section 7409, et définis à la section 7408.

²³ KRIER, 1974, p.329; ROBERTS, 1982, p.1023; PIETTE, 1988, p.443.

desquels *"in requiring that national ambient air quality standards be established at a level necessary to protect the health of persons, (...) the Committee emphasizes that included among those persons (...) are particularly sensitive citizens such as bronchial asthmatics and emphysematics who in the normal course of daily activity are exposed to the ambient environment"*²⁴.

Les standards secondaires sont définis par la section 7409(b)(2): *"Any national secondary ambient air quality standard (...) shall specify a level of air quality the attainment and maintenance of which in the judgment of the Administrator, based on such criteria²⁵, is requisite to protect the public welfare from any known or anticipated adverse effects associated with the presence of such air pollutant in the ambient air"*. Il serait intéressant de s'interroger sur l'objet exact de la protection des standards secondaires. J.Piette écrit que ces normes "sont conçues pour protéger le bien-être des citoyens et les autres valeurs ou éléments de l'environnement"²⁶. En fait, les "effets adverses" visés ne sont adverses au bien-être public qu'indirectement et supposent l'intermédiaire de dommages subis par certaines valeurs ou certains éléments de l'environnement²⁷. Les travaux préparatoires de 1970 précisent d'ailleurs que les *"adverse effects on welfare include damage to soil, water, vegetation, man-made materials, wildlife, visibility, climate and economic values"*²⁸. A l'affirmation que ces normes protègent le bien-être et les autres valeurs ou éléments de l'environnement, il faudrait donc préférer celle d'après laquelle elles protègent les valeurs ou éléments de l'environnement

²⁴ Cité in ROBERTS, 1982, note 11.

²⁵ Voy. la note 22.

²⁶ PIETTE, 1988, p.443, c'est moi qui souligne.

²⁷ Par rapport à la dégradation de la qualité de l'air, TIETENBERG, 1985, p.3, parle d'"effets séparés" provoqués par des polluants de l'air spécifiques et affectant l'esthétique (particulièrement la visibilité), des objets physiques (maisons, monuments, etc.), ou la végétation. Il précise que la protection du standard secondaire intervient "là où des effets séparés ont été observés".

²⁸ Cité in ROBERTS, 1982, note 6.

dont le bien-être public dépend²⁹ (voy. infra, chapitre VI, 3.1). Ceci permettrait aussi de distinguer les standards primaires des standards secondaires, en considérant que la qualité de l'air visée par les premiers peut être définie plus aisément que celle que visent les seconds. En effet, ceux-ci supposent que l'on établisse l'effet de dégradation provoqué sur certaines ressources naturelles par la pollution de l'air, mais également le fait que la préservation de ces ressources conditionne le bien-être public, ce qui ouvre une certaine latitude d'interprétation. Alors que les standards primaires ne supposent que l'examen de la qualité de l'air proprement dite, les standards secondaires demandent la prise en considération d'éléments naturels différents, mais sur lesquels la qualité de l'air exerce une influence. Le choix des éléments considérés dans ce contexte dépendrait alors du jugement d'après lequel ils sont associés au bien-être public ou non.

2.1.2.3. Comparaison des standards primaires et secondaires

Si l'on compare les standards primaires et secondaires, on peut constater tout d'abord que le statut donne la priorité aux premiers par rapport aux seconds. Un premier exemple concerne les délais endéans desquels les Etats doivent les atteindre dans les zones de leurs territoires qui n'y sont pas conformes ("*nonattainment areas*"). Lorsqu'ils réglementent les conditions d'autorisation de la construction ou de la modification de toute source stationnaire majeure, les plans étatiques de mise en oeuvre des standards fédéraux doivent faire en sorte que les standards primaires soient atteints à date fixe³⁰. Pour les standards secondaires, le statut se contente de préciser qu'ils doivent être atteints le plus rapidement possible (s.7502(a)). Les délais de réalisation des normes primaires sont donc concrètement fixés, ce qui pourrait justifier l'affirmation d'après laquelle ils sont plus rapprochés³¹. Un deuxième

²⁹ La formulation de LIROFF, 1986, p.21 est éclairante: les standards secondaires servent à "protéger le bien-être public, tel que mesuré d'après les effets de la pollution sur la végétation, les matériaux et la visibilité".

³⁰ En 1977, le statut prévoyait la date du 31 décembre 1982. Pour les oxydants photochimiques ou le monoxyde de carbone, l'échéance pouvait être reportée, sous certaines conditions, au 31 décembre 1987 (s.7502(a)(1) et (2)).

³¹ TIETENBERG, 1985, p.3, considère que les standards primaires bénéficient de délais plus rapprochés. On pourrait toutefois imaginer la situation où les standards secondaires seraient atteints préalablement. Il pourrait même s'agir d'une obligation des Etats qui seraient

exemple tient à l'assistance fédérale octroyée aux Etats pour la réalisation des NAAQS. D'après la section 7506, relative aux limitations de cette assistance, les instances fédérales devront donner la priorité à la mise en oeuvre des plans étatiques touchant à la réalisation et au maintien des standards primaires. L'hypothèse est celle de la direction ou du support des programmes étatiques de qualité de l'air qui seraient susceptibles d'affecter le transport (s.7506(d)).

Une seconde comparaison peut être établie entre les standards primaires et secondaires si l'on examine leurs rigueurs respectives lorsqu'ils concernent un même polluant. Théoriquement, les standards secondaires peuvent être plus stricts que les standards primaires³². Pour cette raison, le standard secondaire tendrait à définir le degré de contrôle requis, une fois passé le délai pour l'atteindre³³. Avant cette date en effet, le niveau plus bas du standard primaire reste suffisant eu égard aux exigences de qualité de l'air ambiant. L'examen des standards effectivement formulés par l'EPA en 1983 révèle que pour chaque polluant, elle avait énoncé à la fois des normes primaires et secondaires³⁴. Dans la plupart des cas, les standards primaires et secondaires correspondent, c'est-à-dire qu'ils fixent des seuils identiques. L'exception concerne la matière particulaire et les oxydes de soufre, pour lesquels les standards secondaires étaient moins rigoureux.

en mesure de le faire, puisque le statut énonce qu'ils doivent être atteints le plus rapidement possible. Tout cela dépendrait des conditions environnementales et de la gravité de la pollution à laquelle sont respectivement confrontés les Etats. En tout cas, il est injustifié d'avancer que les Etats mettraient moins de zèle à atteindre les standards secondaires, du seul fait qu'aucune date fixe ne leur est imposée. Il est vrai cependant que le statut veut s'assurer davantage de l'atteinte des standards primaires.

³² PEETERS, 1992, p.161; TIETENBERG, 1985, p.3.

³³ *Id.*

³⁴ 40 CFR (*Code of Federal Regulations*) 50.4, 50.6, 50.7, 50.8, 50.9, 50.10, 50.11 et 50.12 (1982), cité in TIETENBERG, 1985, p.4 et rapport de l'EPA de 1983, cité in LIROFF, 1986, p.22.

2.1.2.4. Les standards ambiants du point de vue spatial

Pour les polluants qu'ils réglementent, les NAAQS définissent des seuils de concentration à ne pas dépasser, et ces normes ont une signification spatiale précise. La doctrine³⁵ considère en effet que les seuils fixés doivent être respectés partout, où que ce soit aux Etats-Unis. Du point de vue spatial, ces standards doivent donc être observés de manière uniforme dans tout le pays. Le statut lui-même stipule explicitement que la qualité de l'air doit être assurée dans "l'entière" des zones géographiques que suppose la mise en oeuvre des standards³⁶, ou encore "dans chaque région de contrôle de la qualité de l'air (ou dans chacune de ses parties)"³⁷. Cette exigence d'uniformité géographique correspond au type de pollution que visent les NAAQS, à savoir celle que provoquent les "polluants de critères" (*criteria pollutants*): il s'agit de substances relativement communes, se trouvant presque partout, et qui ne sont présumées dangereuses qu'à de hautes concentrations.

Leur dénomination comme "polluants de critères" tient au fait que le *Clean Air Act* charge l'EPA d'établir des "critères de qualité de l'air" (*air quality criteria*) servant de base à la définition des standards nationaux de qualité de l'air ambiant (ss.7409(a) et 7408(a))³⁸. D'après le statut, l'EPA doit commencer par établir une liste de polluants dont les émissions provoquent une pollution susceptible de menacer la santé ou le bien-être public, et dont la présence dans l'air ambiant résulte de sources de pollution multiples et diverses (s.7408(a)(1)). Pour chaque polluant de cette liste, l'administrateur doit ensuite formuler ces "critères de qualité de l'air". Ceux-ci "reflèteront adéquatement les connaissances scientifiques les plus récentes" et indiqueront "le type et l'importance de tous les effets sur la santé ou le bien-être publics qui peuvent être attendus de la présence d'un tel polluant dans l'air ambiant, en

³⁵ Voy. KRIER, 1974, pp.324-325; PIETTE, 1988, p.443; ROBERTS, 1982, p.1023; TIETENBERG, 1985, p.3.

³⁶ "Each State shall have the primary responsibility for assuring air quality within the entire geographic area comprising such State" (s.7407(a)).

³⁷ "Each State shall (...) submit (...) a plan which provides for implementation, maintenance, and enforcement of such (...) standard in each air quality control region (or portion thereof) within such State" (s.7410(a)(1)).

³⁸ TIETENBERG, 1985, p.2.

quantités variables" (s.7408(a)(2)). Les critères de qualité de l'air fournissent donc les informations nécessaires à la définition des standards ambiants, dans la mesure où ils indiquent l'impact de tel ou tel polluant sur la santé et le bien-être public, au départ de données scientifiques³⁹.

Les "polluants hasardeux" (*hazardous pollutants*) se distinguent des polluants de critères car ils ne possèdent pas le même type de diffusion géographique, et sont nocifs même par petites quantités. Cette classe contient des substances en suspension dans l'air, qui ont été impliquées dans des dommages de santé aussi graves que le cancer, la neuro-toxicité et les effets génétiques. A la différence des polluants de critères, les polluants hasardeux ne sont trouvés que dans certaines localités et affectent un nombre beaucoup plus restreint de la population. En raison de leur toxicité cependant, ils sont plus dangereux pour ceux qui y sont exposés que des doses identiques de polluants du premier type⁴⁰.

Les NAAQS ne portent que sur les polluants de critères, et la majeure partie du *Clean Air Act* concerne ce type de pollution diffuse. La spécificité de ce problème écologique, son caractère diffus, justifie l'exigence d'uniformité spatiale dans la mise en oeuvre de ces standards nationaux. Quant aux polluants hasardeux, ils ne font pas l'objet de standards ambiants mais de standards d'émission, ce qui veut dire qu'ils ne s'appliquent qu'à certaines sources précises (voy. supra, 2.1.2.1). Le *Clean Air Act* leur consacre une section (s.7412), sur la base de laquelle l'EPA a établi une liste de polluants (s.7412(b))⁴¹ destinée à la formulation de standards pour les sources qui les émettent. La mise en oeuvre et l'exécution de ces standards passe par l'intermédiaire de procédures étatiques (s.7412(d)).

³⁹ Ces données scientifiques doivent également permettre aux critères de qualité de l'air d'inclure, dans la mesure du possible, des informations sur les facteurs (notamment atmosphériques) susceptibles d'influencer les effets du polluant sur la santé ou le bien-être publics, et sur les types de polluants susceptibles d'interagir avec celui-ci et d'affecter de la sorte la santé ou le bien-être publics (s.7408(a)(2)(A) et (B)).

⁴⁰ TIETENBERG, 1985, p.3.

⁴¹ En 1983, la liste incluait l'amiante, le béryllium, le mercure, le chlorure de vinyle, le benzène, les radionuclides et l'arsenic (*ibid.*, note 7).

2.1.2.5. *Les standards ambiants du point de vue temporel*

Les concentrations qu'admettent les NAAQS font également l'objet d'une caractérisation temporelle. Ces standards définissent des moyennes de concentration (en microgrammes ou milligrammes par mètre cube) de long terme, de court terme, ou des deux cumulativement. Les moyennes de long terme couvrent normalement toute une année. Dans le court terme, les moyennes vont de la durée de 1 h. à celle de 24 h⁴².

2.1.3. *La formulation des standards nationaux de qualité de l'air ambiant*

2.1.3.1. *Compétence et procédure*

Le *Clean Air Act* donne mandat à l'EPA de formuler de tels standards et lui impose des échéances⁴³. La procédure commence par la publication des standards primaires et secondaires proposés pour chaque polluant ayant fait préalablement l'objet d'un critère de qualité de l'air (voy. supra, 2.1.2.4). Ces standards sont promulgués après l'écoulement d'un délai raisonnable, destiné à permettre à toute personne intéressée de soumettre des commentaires écrits à leur propos (s.7409(a)(1)). Le statut impose un contrôle quinquennal des critères et des standards de qualité de l'air, suivi le cas échéant de leur révision ou de la promulgation de nouveaux standards⁴⁴. La création d'un comité scientifique indépendant est prévue à cet effet (s.7409(d)).

⁴² TIETENBERG, 1985, p.5. Voy. également les sources citées à la note 34.

⁴³ Le statut de 1970 a donné à l'EPA un délai de 30 jours, s'ouvrant le 31 décembre 1970, pour publier des propositions relatives aux polluants faisant l'objet de critères de qualité de l'air. Un délai maximal de 90 jours s'ouvrirait ensuite pour les commentaires écrits, à l'échéance duquel la promulgation des standards proposés était prévue (s.7409(a)(1)(A) et (B)). Chaque fois que les critères sont modifiés ou si de nouveaux critères sont définis (s.7408(a)(1)), de nouvelles propositions de standards doivent être publiées, et elles font courir le même délai de promulgation (s.7409(a)(2)).

⁴⁴ Les standards peuvent être contrôlés et révisés plus fréquemment que tous les 5 ans (s.7409(d)(1)).

2.1.3.2. Les standards effectivement promulgués par l'EPA⁴⁵

Au terme d'un rapport de l'EPA faisant l'état de la situation en 1983⁴⁶, des standards ambiants ont été définis pour sept polluants de l'air ambiant:

- . les composants organiques volatils⁴⁷;
- . les oxydes de soufre, qui comprennent le sulfate et le dioxyde de soufre (SO₂), considérés comme les causes de la pluie acide⁴⁸;
- . le monoxyde de carbone;—
- . le dioxyde de nitrogène (NO₂)⁴⁹;
- . l'ozone, principale composante du smog⁵⁰;
- . le plomb⁵¹;
- . les hydrocarbures (ou composants organiques volatils), qui sont inclus parce qu'ils

⁴⁵ Voy. à ce propos HAHN, 1989a; 1989b, p.35; HAHN et HESTER, 1989b, note 33; HAHN et NOLL, 1990, p.354; LIROFF, 1986, p.21; ROBERTS, 1982, note 4.

⁴⁶ Voy. la note 34.

⁴⁷ Les composants organiques volatils (*volatile organic compounds*, VOC ou *suspended particulate matter*) représentent "un large éventail de solides ou de liquides finement divisés, dispersés dans l'air au départ de processus de combustion (génération de chaleur et d'énergie), d'activités industrielles et de sources naturelles (...). Ces composants varient dans le temps et dans l'espace. Dans les zones urbaines, il s'agit typiquement du carbone et des hydrocarbures, qui apparaissent en cas de combustion incomplète de carburants hydrocarbures" (ELSOM, 1992, p.21).

⁴⁸ NOLL, 1991, p.81.

⁴⁹ Remarquons que ce polluant fait l'objet d'une disposition expresse dans le *Clean Air Act*: "*The Administrator shall (...) promulgate a national primary ambient air quality standard for NO₂ concentrations (...) unless, based on the criteria issued under section 7408(c) of this title, he finds that there is no significant evidence that such a standard (...) is requisite to protect public health*" (s.7409(c)).

⁵⁰ LIROFF, 1986, p.21; MILLER et MILLER, 1989, pp.78-79. Il s'agit de l'ozone "troposphérique", présent dans les couches basses de l'atmosphère, et non de la fameuse couche d'ozone stratosphérique. Voy. *Le Monde*, 23 juin 1993.

⁵¹ Initialement, en 1971, l'EPA n'avait pas réglementé les concentrations de plomb. Les standards en la matière ne sont intervenus qu'à la suite d'une poursuite judiciaire menée contre l'EPA par le *National Resource Defense Council* en 1975. Voy. LIROFF, 1986, p.21; TIETENBERG, 1985, p.2.

contribuent à la création d'ozone (voy. supra)⁵².

2.2. La mise en oeuvre des standards nationaux de qualité de l'air ambiant

L'examen de la notion de standard ambiant a montré qu'un tel standard définit le seuil de concentration admis pour un polluant donné (supra, 2.1.2.1), et d'après la signification spatiale de cette notion, le seuil défini doit être observé de manière uniforme dans tout le pays (2.1.2.4). Les standards ambiants fixent donc des niveaux de qualité de l'air qui doivent être atteints dans chaque Etat. Mais comme ils se limitent à la définition de résultats, ils ne peuvent être appliqués tels quels auprès des sources de pollution atmosphérique⁵³. C'est ici qu'interviennent les Etats, que le *Clean Air Act* charge d'élaborer des "plans de mise en oeuvre" (*State Implementation Plans* ou *SIP*) des *NAAQS* primaires et secondaires (s.7410).

2.2.1. La responsabilité des Etats

2.2.1.1. Les plans étatiques de mise en oeuvre

Alors que l'EPA est chargée de définir des standards ambiants, la responsabilité du respect de ces normes incombe en tout premier lieu aux agences étatiques de contrôle de la pollution de l'air⁵⁴. Une fois les *NAAQS* promulgués, les Etats doivent développer des *SIP* destinés à assurer leur respect sur leurs territoires respectifs. Le statut précise que ces plans veillent "à la mise en oeuvre, au maintien et à l'exécution" des *NAAQS* (s.7410(a)(1)), et donne en ce sens des indications particulières⁵⁵.

Pour assurer la *mise en oeuvre* des *NAAQS*, les *SIP* doivent inclure des dispositions relatives à l'atteinte de ceux-ci, tels des calendriers et des prévisions (s.7410(a)(2)(B)), et

⁵² *Ibid.*, p.2.

⁵³ PIETTE, 1988, p.443.

⁵⁴ TIETENBERG, 1985, p.4.

⁵⁵ Sauf exception (disposition relative aux sources indirectes, s.7410(a)(5)), l'EPA refusera d'approuver le *SIP* qui ne contient pas les mesures de mise en oeuvre prévues ((2)).

fournir l'assurance de moyens étatiques (personnel, fonds, pouvoirs) suffisants ((F)). Ils doivent également prévoir leur propre révision dans l'hypothèse où les *NAAQS* seraient modifiés (supra, 2.1.3.1), si de nouvelles techniques sont disponibles, ou si l'*EPA* considère qu'ils sont substantiellement inadéquats pour réaliser les standards nationaux ((H)). Les *SIP* doivent aussi assurer le *maintien* ((B)) et l'*exécution (enforcement)* ((D)) des niveaux fixés. A ce titre, ils prévoient des méthodes d'analyse des données relatives à la qualité de l'air ambiant et des procédures d'information de l'*EPA* ((C))⁵⁶. D'autres dispositifs étatiques de surveillance (*monitoring*) imposeront l'installation d'équipements spécifiques auprès des sources stationnaires, ainsi que des rapports périodiques et coordonnés concernant leurs émissions ((F)).

Ce sont néanmoins les standards d'émission qui constituent par excellence l'instrument de mise en oeuvre des *NAAQS*, puisque ceux-ci ne peuvent être appliqués directement au niveau des sources de pollution particulières. De ce point de vue, les Etats peuvent avoir la responsabilité de définir eux-mêmes des "limitations d'émission" ((B)) ou bien d'assurer l'atteinte, le maintien et l'exécution de standards d'émission définis au niveau fédéral ((2)(D), (E), (G) et (I); (5)(A)). Les limitations d'émission quantitatives fixées de la sorte se répercutent alors sur la délivrance de permis d'émission. Ceux-ci sont obligatoires pour les sources majeures⁵⁷, et les *SIP* doivent contenir des "programmes de permis" organisant leur délivrance ((D)).

⁵⁶ En effet, l'*EPA* est chargée d'agir en justice en cas de violation de toute disposition d'un plan de mise en oeuvre applicable (s.7413).

⁵⁷ HAHN et HESTER, 1989b, p.115. Selon des réglementations de l'*EPA* datant de 1987, une source doit être considérée comme majeure si elle émet plus de 250 tonnes de polluant par an, sauf si elle entre dans l'une des 27 catégories industrielles identifiées par l'*EPA* comme "sources importantes" de pollution atmosphérique: dans ce cas, l'émission de plus de 100 tonnes par an suffira pour la qualification comme source majeure. Les sources qui produisent des quantités d'émission inférieures à ces seuils sont considérées comme mineures. Voy. *ibid.*, note 41 et infra, 2.2.4.

2.2.1.2. Les limitations d'émission étatiques et la délivrance de permis d'émission

Les limitations d'émission (*emission limitations*) que le statut enjoint aux Etats de définir dans leurs *SIP* s'appliquent aux *sources stationnaires existantes*⁵⁸. Le statut définit la notion de "source stationnaire" comme "toute construction, structure ou installation qui émet ou peut émettre un polluant atmosphérique" (s.7411(a)(3)). Le terme de "source existante" signifie "toute source stationnaire autre qu'une source nouvelle" ((4) et *infra*). Les Etats doivent donc fixer des limitations d'émission applicables à ces sources, et ces limitations doivent être suffisamment importantes que pour "assurer l'atteinte et le maintien des standards primaires et secondaires" (s.7410(2)(B) et *infra*, 2.2.4) sur leurs territoires. Les Etats doivent également tenir compte de la qualité de l'air chez leurs voisins. A cette fin, le statut leur impose d'interdire les émissions de toute quantité de polluant qui empêcherait l'atteinte ou le maintien des normes nationales dans les Etats voisins, ou interférerait avec certaines dispositions de leurs *SIP* (s.7410(a)(2)(E)). L'application concrète de ces limitations d'émission suppose un programme de permis décrit dans les *SIP* ((D)). Ce programme précisera les niveaux d'émission autorisés et, si des réductions sont nécessaires, les dates auxquelles elles doivent être réalisées⁵⁹.

⁵⁸ La section 7410(a)(2)(B) enjoint aux Etats d'inclure des "limitations d'émission" dans leurs *SIP*. Comme le statut prévoit déjà des standards d'émission fédéraux pour les sources mobiles (sous-chapitre II) et pour les sources nouvelles (s.7411), les limitations d'émission étatiques ne peuvent s'appliquer qu'aux sources restantes, c'est-à-dire les sources stationnaires existantes. Voy. également PIETTE, 1988, p.443 et NOLL, 1991, p.72. Précisons encore que la section 7410 ne concerne que les polluants faisant l'objet de *NAAQS*. Pour les autres polluants (polluants de l'air ambiant ne faisant pas l'objet d'un critère de qualité de l'air ou polluants hasardeux non répertoriés par l'EPA), les Etats doivent formuler des standards de performance selon une procédure prévue par l'EPA. La section 7411(d), qui prévoit cette règle, précise explicitement que les standards de performance étatiques s'appliquent alors aux sources existantes. Comme on est en dehors du contexte des *NAAQS*, ce n'est pas dans des *SIP* que ces standards seront prévus, mais dans des plans particuliers qui devront être soumis à l'EPA.

⁵⁹ LIROFF, 1986, p.20.

2.2.1.3. Les standards d'émission fédéraux et la délivrance de permis d'émission

Les standards d'émission pour les *sources nouvelles* et pour les *sources mobiles*⁶⁰ sont définis par l'EPA, mais les Etats ont également d'importantes responsabilités de mise en oeuvre dans ce domaine. Par "source nouvelle", le statut entend "toute source stationnaire dont la construction ou la modification a commencé après la publication de réglementations définissant un standard de performance applicable à une telle source d'après la présente section" (s.7411(a)(2)). Les modifications de sources existantes sont donc comprises dans la définition⁶¹. Les "sources mobiles" qui font l'objet des standards d'émission de l'EPA sont les nouveaux véhicules à moteur ou les nouveaux appareils destinés à des véhicules à moteur⁶², de même que les appareils d'aviation (sous-chapitre II, ss.7521 et 7571).

En ce qui concerne les *sources nouvelles majeures*, le rôle principal des Etats consiste à prévoir, dans leurs *SIP*, des programmes de permis d'émission qui devront tenir compte de plusieurs exigences. Tout d'abord, l'EPA peut avoir défini un "standard de performance" (*New Source Performance Standard* ou *NSPS*)⁶³ pour la catégorie à laquelle une source de ce type appartient. Il est alors prévu que l'autorité de mise en oeuvre (et d'exécution) du standard revient à l'EPA, mais qu'elle peut la déléguer à l'Etat sur le territoire duquel se trouve la

⁶⁰ Sauf exception, les Etats n'ont pas le pouvoir d'énoncer des standards d'émission applicables aux nouveaux véhicules à moteur ou aux nouveaux appareils destinés aux véhicules à moteur (s.7543).

⁶¹ STEWART et KRIER, 1982, p.90; HAHN et HESTER, 1989b, note 40.

⁶² Un "véhicule à moteur" signifie "tout véhicule autopropulsé destiné au transport de personnes ou de biens par voie routière" (s.7550(2)). Un "nouveau véhicule à moteur" signifie "un véhicule à moteur dont le titre n'a jamais été transféré à un acheteur définitif". Le "nouvel appareil destiné à un véhicule à moteur" est défini de la même façon (s.7550(3)).

⁶³ La s.7411, qui attribue à l'EPA la charge de formuler des standards pour les sources nouvelles utilise le concept de "standard de performance", et non celui de "standard d'émission" (concept que le statut utilise en d'autres sections, notamment celles qui sont relatives aux sources mobiles, voy. le sous-chapitre II). Il ne semble pas y avoir de différence entre ces deux notions, ce que confirme la lecture de la doctrine (voy. p.ex. MAJONE, 1989b, p.125 et LIROFF, 1986, p.24).

source (s.7411 (c))⁶⁴. En pareille hypothèse, cet Etat pourrait procéder à la délivrance de permis d'émission en fonction du programme de son SIP, mais il devrait bien entendu tenir compte des limitations d'émission imposées à la source nouvelle par le standard de performance fédéral⁶⁵. Indépendamment de cette exigence, les Etats doivent tenir compte des conditions qualitatives et quantitatives dont le statut assortit l'octroi des permis nécessaires aux sources nouvelles:

Dans les zones où les standards ambiants sont respectés, les SIP doivent garantir le maintien de cette situation en y "prévenant toute détérioration significative de la qualité de l'air" (sous-chapitre I, partie C - *Prevention of Significant Deterioration of Air Quality* ou PSD). Cette obligation s'applique particulièrement aux limitations d'émission qu'ils contiennent (s.7471). La construction d'une installation nouvelle suppose la délivrance d'un permis par l'Etat concerné. Cette délivrance est assortie de conditions qualitatives: elle n'aura pas lieu s'il est démontré que les émissions de l'installation proposée auront un impact adverse sur les valeurs tenant à la qualité de l'air (y compris la visibilité) dans la zone concernée. Si l'administration⁶⁶ ne le prouve pas de manière satisfaisante ou si le propriétaire de l'installation proposée prouve le contraire⁶⁷, l'Etat peut délivrer un permis (s.7475(d)(2)(C)(ii) a contrario et (iii)). Tout permis délivré doit encore contenir des limitations d'émission conformes aux exigences quantitatives du statut⁶⁸. En ce qui concerne

⁶⁴ Il faut alors que l'EPA approuve la procédure proposée à cette fin par l'Etat concerné. En ce qui concerne l'exécution du standard de performance, l'EPA peut y procéder elle-même en tout état de cause, donc même dans l'hypothèse où elle l'aurait déléguée à l'Etat (s.7411(c)(2)).

⁶⁵ Lorsqu'un standard de performance fédéral a été prévu pour une source nouvelle, l'Etat doit procéder à un contrôle de localisation de cette source. A cette fin, le contrôle de localisation doit avoir été organisé dans son SIP (s.7410(a)(2)(D) et (a)(4) et infra, 2.2.2).

⁶⁶ Il s'agit plus précisément du gérant terrien fédéral de la zone concernée (*Federal Land Manager*).

⁶⁷ Cette preuve doit alors être certifiée par le gérant fédéral.

⁶⁸ Ces exigences quantitatives sont secondaires, dans le sens où la condition qualitative est prioritaire: elle doit être remplie en tout état de cause. Ainsi, même le propriétaire qui établit que les émissions de l'installation proposée n'excéderont pas les seuils quantitatifs prévus pour la zone concernée n'obtiendra pas de permis, si la condition qualitative (absence

la matière particulaire et le dioxyde de soufre, celui-ci prévoit des accroissements de concentration maxima⁶⁹: les émissions de la source nouvelle ne peuvent contribuer à leur dépassement, et cette règle détermine le niveau d'émission qu'autorise le permis (s.7475(d)(2)(C)(i) pour les zones de la classe I et (iv) pour les autres). Au niveau des SIP, les programmes de permis doivent être conformes à ces conditions statutaires (s.7410(a)(2)(B) et (D)).

Dans les zones où les standards ambiants ne sont pas respectés, les SIP doivent veiller à l'atteinte de ceux-ci "le plus rapidement possible", mais pas après les échéances fixées par le statut (s.7502(a)). Entretemps, leurs dispositions doivent assurer un "progrès raisonnable"⁷⁰ vers leur réalisation (s.7502(b)(3)). Ces obligations se répercutent sur les programmes de permis des SIP (sous-chapitre II, partie D - *Plan Requirements for Nonattainment Areas* et s.7410(a)(2)(D)). Les SIP doivent requérir des permis pour la construction et le fonctionnement des sources stationnaires majeures nouvelles ou modifiées (s.7502(b)(6)). Ils quantifieront expressément les émissions d'un polluant qui peuvent être autorisées dans ce

d'impact adverse) n'est pas remplie. Voy. le texte de la section 7475(d)(2)(C)(ii).

⁶⁹ Rappelons que dans la zone concernée par cette hypothèse, les standards ambiants sont respectés. Les accroissements autorisés se définissent au départ des "concentrations initiales" (*baseline concentrations*) (s.7473(b)). Ils varient en fonction de la classe à laquelle appartient la zone. La classe I comprend les parcs naturels nationaux ou internationaux, les zones sauvages, etc. (s.7472(a)). La classe II comprend les zones pour lesquelles les données disponibles ne permettent pas de certifier qu'elles ont atteint les standards nationaux, mais ne permettent pas non plus de les qualifier comme zones non conformes ((b)). La classe III est la catégorie résiduelle, et admet les accroissements de concentration les plus importants (s.7473(b)(3)). Par ailleurs, la classe II admet des accroissements plus importants que la classe I ((b)(1) et (2)). Ces définitions correspondent aux classifications initiales prévues par le statut. Les Etats peuvent les redéfinir (à l'exception de la classe I) en se conformant aux conditions de la section 7474 (voy.infra, 2.2.4). En aucun cas, les accroissements autorisés ne pourront excéder les seuils de concentration permis par les standards nationaux primaires ou secondaires. De ces deux niveaux, c'est alors le plus bas qui entre en ligne de compte (s.7473(b)(4)).

⁷⁰ "The term 'reasonable further progress' means annual incremental reductions in emissions of the applicable air pollutant (...) which are sufficient in the judgment of the Administrator, to provide for attainment of the applicable national ambient air quality standard by the date required in section 7502(a) of this title" (s.7501(1)).

contexte ((5))⁷¹, et contiendront les limitations d'émission, les calendriers et toute autre mesure nécessaire à la réalisation des standards nationaux ((8)). L'octroi de permis lui-même est subordonné à plusieurs conditions. L'autorité qui les décerne doit d'abord s'assurer que le total des émissions permises n'empêchera pas le "progrès raisonnable" requis. A cette fin, elle tiendra compte de l'ensemble des sources d'émission de la zone non conforme: sources existantes, sources mineures nouvelles ou modifiées et source candidate au permis (s.7503(1)(A)). L'exigence de progrès raisonnable demandera donc des réductions d'émission au niveau des sources existantes. En effet, le même texte précise que le total des émissions calculé de la sorte doit être "suffisamment inférieur au total des émissions de sources existantes autorisé préalablement à la demande du permis". Des réductions d'émission seront donc requises au niveau des sources existantes, à titre de précondition de la délivrance du permis pour la source nouvelle (politique d'"offset")⁷². Par ailleurs, le "progrès raisonnable" ne serait pas possible si la source nouvelle profitait de l'intégralité de ces réductions d'émission. Il faut en effet que celles-ci soient supérieures aux niveaux d'émission autorisés suite à la délivrance du nouveau permis. C'est pourquoi, l'autorité qui le décerne doit également s'assurer que les émissions de la source proposée ne créeront pas des niveaux d'émission excédentaires par rapport à la tolérance permise par le *SIP* pour les nouvelles sources du polluant concerné ((B)).

En ce qui concerne les *sources mobiles*, les standards d'émission sont définis par l'*EPA*⁷³, mais les Etats jouent un important rôle d'exécution: les *SIP* doivent "organiser l'inspection périodique et le test des véhicules à moteur", en vue d'assurer l'exécution des standards d'émission applicables (s.7410(a)(2)(G)). Par ailleurs, ils peuvent inclure des programmes de contrôle des sources indirectes, mais ceci ne conditionne pas leur approbation

⁷¹ Au départ d'un inventaire compréhensif des émissions effectives de toutes les sources du polluant concerné (s.7502(b)(4)).

⁷² Ces réductions doivent être juridiquement obligatoires avant que le nouveau permis ne puisse être décerné (s.7503(4)). A propos de la politique d'*offset*, voy. infra, chap.II, 2.3.5 et 4.6.

⁷³ Voy. le sous-chapitre II, et plus particulièrement les sections 7521 (véhicules à moteur et appareils accessoires) et 7571 (appareils d'aviation).

par l'EPA⁷⁴. Les sources indirectes sont des installations qui attirent des sources de pollution mobiles⁷⁵, et les Etats sont compétents pour celles qui se limitent à leur territoire⁷⁶. Les programmes de contrôle de ces sources organisent leur inspection: ils doivent alors assurer qu'elles n'attireront pas de sources mobiles dont les émissions provoqueraient des concentrations empêchant l'atteinte ou le maintien d'un standard national primaire ((5)(D)).

Signalons encore un troisième type de limitations d'émission fédérales, celles qui interviennent dans le contexte de la "*réduction interétatique de la pollution*" (s.7426). Les émissions d'une source de pollution (existante) dans un Etat peuvent empêcher l'atteinte ou le maintien des NAAQS dans un Etat voisin. Après la constatation d'un tel fait par l'EPA (s.7426(b)), la source concernée doit en principe stopper ses activités. L'EPA peut cependant l'autoriser à les poursuivre, mais définit alors des limitations d'émission destinées à écarter ses effets de pollution interétatique ("*allowable continued operation*", s.7426(c)). Lorsqu'ils délivreront des permis d'émission, les Etats devront bien entendu tenir compte de ces limitations fédérales⁷⁷. Les effets de pollution interétatique mentionnés peuvent également se présenter à titre de risque, lorsque la construction de sources nouvelles ou modifiées est proposée. Si l'EPA constate ce risque (s.7426(b)), le statut prévoit que la source nouvelle ou modifiée peut être construite et fonctionner, mais qu'elle ne peut faire obstacle au respect des NAAQS dans un Etat voisin ((c)(1)). En délivrant des permis de construction et d'émission,

⁷⁴ Voy. la note 55.

⁷⁵ "(...) the term 'indirect source' means a facility, building, structure, installation, real property, road or highway which attracts, or may attract, mobile sources of pollution. Such term includes parking lots, parking garages, and other facilities subject to any measure for management of parking supply (...), including regulation of existing off-street parking, but such term does not include new or existing on-street parking" (s.7410(a)(5)(C)).

⁷⁶ Les programmes de contrôle qui ne s'appliquent qu'aux sources indirectes fédéralement assistées, de propriété fédérale ou de service fédéral (autoroutes, aéroports...) font l'objet de la compétence de l'EPA ((B)).

⁷⁷ De toute façon, les permis qui auraient déjà été délivrés cessent automatiquement d'être valables trois mois après la constatation. La poursuite des activités est alors considérée comme une violation du SIP applicable (s.7426(c)).

les Etats devront tenir compte de cette condition statutaire⁷⁸.

Dans le cadre de la réduction interétatique de la pollution, les Etats jouent un rôle d'information assez important, et l'on peut encore dire que de la sorte, ils mettent en oeuvre les standards nationaux. Plus précisément, ils contribuent à l'atteinte et au maintien de ces normes chez leurs voisins. Concrètement, les *SIP* doivent rendre possible la constatation (du risque) de la pollution interétatique par l'*EPA*. A cette fin, le statut prévoit que leurs dispositions doivent organiser l'information des Etats voisins en présence d'une telle situation (identification des sources à risque et notifications, s.7426(a)). Normalement, ce sont ces Etats voisins qui demanderont à l'*EPA* ((b)) de procéder à la constatation prévue.

Les standards nationaux de qualité de l'air ambiant, définis par l'*EPA*, font donc appel à des normes plus précises et susceptibles d'application au niveau des sources de pollution atmosphérique: les standards ou limitations d'émission. Selon le type de source concernée, ceux-ci sont définis par l'*EPA* ou par les Etats. Les plans étatiques de mise en oeuvre des standards nationaux organisent la délivrance de permis d'émission (aux sources majeures) et doivent alors tenir compte des limites ainsi définies. Par ailleurs, ces plans doivent contenir d'autres mesures de mise en oeuvre des standards nationaux, telles des calendriers, des dispositifs d'expertise et de surveillance, etc. La mise en oeuvre de ces normes fait donc peser sur les Etats la responsabilité de prévoir à cet effet des dispositifs particuliers, de formuler des limitations d'émission et d'organiser la délivrance de permis. Sauf exception, l'*EPA* refusera d'approuver les plans qui ne répondent pas à ces exigences, ou dont les dispositions n'assurent qu'insuffisamment la mise en oeuvre des standards nationaux (s.7410(a)(2) et *infra*, 2.2.6).

⁷⁸ De toute façon, l'activité non conforme aux conditions statutaires est considérée comme une violation du *SIP* applicable, indépendamment de tout permis qu'aurait décerné l'Etat dans lequel la construction de la source nouvelle est projetée (s.7426(c)).

2.2.2. Les exigences spatiales de la mise en oeuvre

2.2.2.1. Les régions de contrôle de qualité de l'air

La mise en oeuvre des standards fédéraux fait appel à la notion de "région de contrôle de qualité de l'air" (*Air Quality Control Region* ou *AQCR*). Les régions de contrôle constituent les unités territoriales de cette mise en oeuvre: les *SIP* doivent spécifier la manière d'après laquelle les *NAAQS* seront atteints et maintenus "dans chaque région de contrôle de qualité de l'air" (s.7407(a))⁷⁹. Ces régions sont désignées "en vue d'une gestion efficace et effective de la qualité de l'air" ((c)(1))⁸⁰, plus précisément "pour le développement et l'exécution des plans de mise en oeuvre" ((b)). En 1970, le statut a chargé l'*EPA* de désigner des *AQCR*, et lui a fixé des échéances pour ce faire (voy.(b) et (c)). Il était également prévu que les parties d'un Etat non incluses dans les régions désignées de la sorte constitueraient pour leur part d'autres *AQCR*, mais que l'Etat pouvait alors les subdiviser en plusieurs nouvelles *AQCR*, avec l'approbation de l'*EPA* ((b)(2)). Sur la base de ces dispositions, 247 *AQCR* ont été définies⁸¹. Le statut ménage toutefois la possibilité de leur redésignation ((e))⁸².

Dans le cadre de la mise en oeuvre des *NAAQS*, ces régions remplissent une double fonction. D'une part, elles permettent aux Etats de développer leurs plans de mise en oeuvre, dans la mesure où elles constituent les bases territoriales de ces politiques. D'autre part, elles sont qualifiées comme "zones conformes" ou "non conformes" aux standards (*attainment*

⁷⁹ Un même Etat contient donc plusieurs régions de contrôle. Il faut préciser que la définition de ces régions ne tient pas toujours compte des limites territoriales étatiques: l'exigence d'une bonne gestion de la qualité de l'air peut justifier la définition de régions interétatiques (s.7407(c)).

⁸⁰ Ou encore "dans l'objectif du contrôle de la qualité de l'air" (HAHN et HESTER, 1989a, p.371).

⁸¹ *Id.*; 1989b, p.114; LIROFF, 1986, p.21.

⁸² Le gouverneur de l'Etat est habilité à redésigner les régions, mais il lui faut alors l'approbation de l'*EPA*.

areas et *nonattainment areas*⁸³). Les obligations de mise en oeuvre des Etats varient en fonction de cette qualification (infra, 2.2.5). Pour les zones conformes, les *SIP* doivent empêcher toute détérioration de la qualité de l'air. Pour les autres, ils doivent viser l'atteinte des standards. Ceci se répercute sur les limitations d'émission qu'ils formulent et donc sur les permis qu'ils délivrent (s.7407(d); supra, 2.2.1.3 et infra, 2.2.5).

2.2.2.2. *Le principe d'uniformité géographique de la mise en oeuvre des standards ambiants*

Les *SIP* doivent-ils avoir pour effet que les niveaux de concentration fixés par les *NAAQS* fassent l'objet d'une répartition géographique uniforme à l'intérieur des *AQCR* ? En d'autres termes, les permis d'émission doivent-ils être distribués de telle sorte que les seuils standard soient respectés en tout lieu que ce soit, au sein de la zone dans laquelle ils seront utilisés ? Comme l'a montré l'examen de la signification spatiale des *NAAQS*, les niveaux de concentration fixés par ces normes doivent être respectés partout aux Etats-Unis. Les nombreuses thèses de doctrine affirmant cette exigence s'appuient sur les termes du statut lui-même (voy. supra, 2.1.2.4). Passons maintenant à la mise en oeuvre des *NAAQS*: cette règle ne serait pas respectée si les Etats délivraient des permis d'émission en considérant les standards comme de simples moyennes à atteindre ou à respecter, c'est-à-dire s'ils ne se basaient que sur des termes globaux. En pareil cas, les standards pourraient être dépassés en certains lieux, mais ceci resterait légal si ces dépassements localisés étaient contrebalancés par la présence de zones à concentration plus faible, de telle sorte que la concentration moyenne de la région de contrôle corresponde au seuil standard. Deux arguments permettent néanmoins de conclure à l'illégalité d'une telle situation:

Tout d'abord, on peut retourner à la notion de standard primaire (supra, 2.1.2.2). S'appuyant sur les travaux préparatoires des amendements de 1970, la doctrine considère que le standard primaire vise à protéger la santé de la population moyenne, mais aussi des personnes qui ont des problèmes particuliers de santé⁸⁴. Il faut donc que chaque individu soit

⁸³ Sections 7470 à 7491 et 7501(2). A propos de cette distinction, voy. infra, note 117.

⁸⁴ Voy. les références citées à la note 23.

protégé, quelles que soient ses conditions de santé particulières. Si tel est le cas, on pourrait également dire que chaque individu doit être protégé quelle que soit sa localisation particulière, le lieu spécifique où il se trouve ou est amené à circuler. Ce premier argument rejoint celui de M.Roberts, qui considère que les standards primaires protègent tout individu, "indépendamment de sa *localisation*, de sa santé ou de ses susceptibilités particulières de maladie"⁸⁵. Pour M.Roberts, cet objectif des standards primaires correspond à un principe d'équité contenu dans le statut et se traduit, au niveau de leur mise en oeuvre, par une adhérence stricte à l'uniformité géographique⁸⁶. Ceci dit, l'argument n'est expressément formulé que pour les standards primaires, visant à protéger la santé publique. Il semble pourtant susceptible d'extension aux standards secondaires, qui protègent le bien-être public. D'une part, il existe en matière de santé publique un "principe d'équité" qui vient d'être décrit comme l'exigence d'une mise en oeuvre géographiquement uniforme des standards nationaux. Le *Clean Air Act* ne protège pas seulement la santé publique, mais également le bien-être public. S'il existe un "principe d'équité" destiné à faire bénéficier *tous* les individus de conditions de santé favorables, indépendamment de leurs situations et caractéristiques particulières, il n'y a pas de raison que leur bien-être ne soit pas garanti dans les mêmes conditions d'uniformité.

Un second argument permet encore de confirmer l'exigence d'une répartition uniforme des niveaux de qualité de l'air fixés par les *NAAQS*, lorsque les Etats les mettent en oeuvre. Signalons par ailleurs que cet argument est certainement applicable aux standards primaires comme aux standards secondaires, ce qui donne un appui supplémentaire à la thèse qui précède. En effet, les dispositions statutaires citées dans le raisonnement qui suit visent expressément l'atteinte et le maintien de ces deux types de standards. Le raisonnement est le suivant:

⁸⁵ ROBERTS, 1982, p.1023, c'est moi qui souligne. Précisons que l'argument peut s'appuyer sur un rapport parlementaire du Sénat relatif au *Clean Air Act* de 1970. Selon les termes de ce rapport, la prescription est de "protéger la santé des personnes indépendamment du lieu où elles résident" (*S.Rep. n°1196, 91st Cong., 2d Sess.11* (1970), cité in KRIER, 1974, p.333).

⁸⁶ ROBERTS, 1982, p.1023.

Lorsqu'ils délivrent des permis d'émission aux sources de pollution situées sur leurs territoires respectifs, les Etats doivent tenir compte de contraintes quantitatives diverses. Ils peuvent formuler eux-mêmes des "limitations d'émission" pour les sources auxquelles sont octroyés des permis: c'est le cas pour les sources stationnaires existantes (supra, 2.2.1.2). Dans ce contexte, le statut précise que ces limitations doivent être suffisamment importantes que pour "assurer l'atteinte et le maintien des standards primaires et secondaires" (s.7410(a)(2)(B)). L'exigence d'uniformité géographique figure explicitement dans la même section ((a)(1): *"in each air quality control region (or portion thereof)"*).

Cette politique étatique des sources existantes peut néanmoins subir les interférences d'une politique fédérale: celle des sources nouvelles. En effet, les limitations d'émission applicables à ces sources ne sont pas d'origine étatique, mais fédérale, puisque le statut charge l'EPA de définir des "standards de performance" pour les sources nouvelles (supra, 2.2.1.3). Dans ce cas, des niveaux d'émission sont préautorisés par l'EPA. Ceci ne veut toutefois pas dire que les sources nouvelles visées par ces standards fédéraux bénéficient alors d'un régime d'exception par rapport aux sources existantes. Ce régime d'exception signifierait que la contrainte quantitative de l'"atteinte" et du "maintien des standards primaires et secondaires" ne s'appliquerait qu'aux sources existantes visées par les politiques étatiques, mais que ces politiques ne devraient pas tenir compte des sources nouvelles, puisque celles-ci bénéficient d'un régime d'autorisation séparé. En effet, les permis d'émission pour les sources existantes sont délivrés sur la base de limitations d'émission calculées par les Etats, alors que la base pour les sources nouvelles est quantifiée par des standards de performance fédéraux. Comme on l'a vu, le statut écarte la possibilité d'un tel régime d'exception: les Etats doivent tenir compte des conditions quantitatives de l'octroi de permis d'émission aux sources nouvelles. Ces conditions quantitatives garantissent la prévention de "toute détérioration significative de la qualité de l'air" dans les zones où les standards ambiants sont atteints (sous-chapitre I). Là où ils ne sont pas atteints, elles doivent être conçues pour assurer un "progrès raisonnable" vers leur atteinte (s.7502(b)(3)). Les exigences quantitatives qui viennent d'être décrites concernent la politique de délivrance de permis dans son ensemble, et non seulement celle des sources existantes. En octroyant des permis d'émission aux sources nouvelles (hypothèse de la s.7411(c)(1)), les Etats doivent aussi intégrer ces exigences dans le calcul des niveaux qu'ils autoriseront (ceci pourrait déboucher sur des niveaux d'émission plus bas que ceux

qu'admettent les *NSPS*).

D'autre part, le statut confirme expressément le principe d'uniformité géographique pour cette hypothèse spécifique des *NSPS*. De la règle selon laquelle les *NAAQS* doivent être atteints et maintenus "*in each air quality control region (or portion thereof)*" (s.7410(a)(1)), on pourrait déjà déduire cette exigence. En effet, cette règle s'applique de manière générale aux *SIP*, donc également lorsqu'ils organisent des programmes de permis pour les sources nouvelles visées par les *NSPS* (s.7410(a)(2)(D), renvoyant aux ss.7473 et 7503, dans l'hypothèse de la s.7411(c), où l'*EPA* aurait délégué à un Etat sa compétence de mise en oeuvre des *NSPS*). De surcroît, et que la mise en oeuvre d'un *NSPS* soit cette fois prise en charge par un Etat ou même par l'*EPA*, le statut prescrit aux *SIP* de contenir une procédure de "contrôle de localisation" de la source nouvelle visée par ce *NSPS*. Il précise que ce contrôle de localisation doit intervenir avant la construction ou la modification de la source (s.7410(a)(2)(D)), et définit le contenu de la procédure étatique qui l'organise: cette procédure doit "(A) prévoir une autorité qui empêchera la construction ou la modification de toute source nouvelle à laquelle s'appliquera un standard de performance prévu par la section 7411 de ce titre, *en tout lieu où cette source empêcherait, d'après l'Etat concerné, l'atteinte ou le maintien d'un standard national primaire ou secondaire de qualité de l'air ambiant dans une région de contrôle de qualité de l'air (ou dans l'une de ses parties)*"⁸⁷. Cette procédure doit également "(B) requérir qu'avant la construction ou la modification d'une telle source, son propriétaire ou son opérateur soumettra à l'Etat l'information lui permettant de constater la situation décrite par la clause (A)"⁸⁸. Cette disposition était encore l'argument de la répartition uniforme des niveaux de qualité de l'air fixés par les *NAAQS*. Non seulement ceux-ci doivent être atteints dans chaque *AQCR* et en chacune de ses parties, mais en plus cette exigence fera l'objet d'un contrôle effectif: le contrôle de localisation des sources nouvelles ou modifiées. Dès lors, la construction ou la modification d'une source sera exclue si elle risque de provoquer des niveaux de concentration excédant les standards en tout lieu

⁸⁷ C'est moi qui souligne.

⁸⁸ L'*EPA* refusera d'approuver le *SIP* qui ne prévoit pas de procédure de contrôle de localisation, ou dont la procédure ne contient pas les dispositions requises (s.7410(a)(2)(D) et (4)).

particulier d'une région de contrôle. Ceci reste vrai même dans l'hypothèse où ses niveaux d'émission font l'objet de l'autorisation fédérale d'un *NSPS*.

Maintenant que l'existence d'un principe d'uniformité géographique dans la mise en oeuvre des standards ambiants a été démontrée, l'on pourrait se demander si ce principe constitue, pour les Etats, une simple obligation de moyen ou une obligation de résultat. En d'autres termes, les Etats sont-ils absolument tenus d'arriver à une répartition spatiale uniforme des seuils standard, ou bien doivent-ils se contenter de ce principe au titre d'un objectif à poursuivre dans leurs politiques de mise en oeuvre ? Dans ce deuxième cas, leurs politiques pourraient tenir compte de facteurs techniques et économiques relativisant l'exigence écologique d'une répartition uniforme des niveaux de qualité de l'air. Concrètement, ces facteurs justifieraient l'apport d'exceptions au principe ou permettraient d'assortir sa réalisation d'échéances spéciales. Si ces exceptions et échéances n'étaient pas prévues par les *SIP*, elles pourraient éventuellement être affirmées par les tribunaux: les pollueurs responsables d'un dépassement des seuils autorisés s'en prévaudraient alors pour écarter les sanctions dont le statut assortit la violation des *SIP* (s.7413). De la sorte, l'infaisabilité technique s'attachant à l'application du standard ou les coûts élevés que celle-ci représente justifieraient l'admissibilité de son dépassement dans des endroits particuliers au sein d'une région de contrôle. Cette situation resterait légale pour autant que les seuils soient respectés en termes de moyenne dans la région, indépendamment de dépassements localisés. Le principe d'uniformité géographique admet-il donc des exceptions ?

En matière de santé publique, c'est-à-dire en ce qui concerne les standards primaires, la doctrine⁸⁹ et la jurisprudence⁹⁰ ont affirmé que le principe n'admettait pas d'exceptions: un pollueur ne pourrait justifier son manquement aux standards en se basant sur leur infaisabilité technique ou sur l'importance des coûts qu'ils supposent, car le statut garantit la santé de manière uniforme. Il semble que l'on puisse passer sans problème de cette perspective de responsabilité à la perspective de la politique de mise en oeuvre des Etats. Le

⁸⁹ ROBERTS, 1982, p.1023; PIETTE, 1988, p.443.

⁹⁰ *Lead Indus. Ass'n v. EPA*, 647 F.2d. 1130, 1148-49 (D.C.Cir.), décision citée in ROBERTS, 1982, note 11.

standard ambiant fait appel à deux niveaux d'application: le niveau individuel, particulier, de l'entreprise polluante (responsabilité) et le niveau réglementaire, général, de la mise en oeuvre étatique (politique). Si l'exception n'est pas tolérée au niveau particulier, on peut dire a fortiori qu'elle ne l'est pas non plus au niveau réglementaire. En d'autres termes, les SIP ne pourraient autoriser des dérogations localisées aux niveaux de concentration fixés par les standards primaires. Pour les standards secondaires, la question reste ouverte.

2.2.2.3. *Le problème de la surveillance de l'uniformité géographique* —

Une fois posée l'exigence d'un respect géographiquement uniforme des standards ambiants, de nouveaux problèmes peuvent apparaître lorsqu'il est question de contrôler le respect de ce principe, et d'installer pour ce faire des dispositifs de surveillance. De ce point de vue, la formulation de T.H.Tietenberg est intéressante: "Ces standards doivent être respectés partout, *quoique* sur le plan pratique, ils sont surveillés en de nombreux endroits spécifiques"⁹¹. Ceci relativise en quelque sorte la portée du principe, mais d'un point de vue purement factuel seulement, car cela ne veut pas dire que le respect du standard n'est exigé que là où il y a un point de mesurage. Cependant, il est possible que le standard soit dépassé là où il n'y en a pas. Deux solutions peuvent être apportées à ce problème pratique.

Il faudrait tout d'abord procéder à une bonne répartition des points de mesurage. Idéalement, ceux-ci devraient être répartis de manière uniforme, afin de permettre la constatation effective du respect du principe. Plus pragmatiquement, on peut établir des probabilités sur les points où les normes risquent d'être dépassées, au départ de la configuration spatiale des sources de pollution au sein de la région de contrôle dont elles relèvent. En 1980, l'EPA a proposé, en ce sens, que les sites de mesurage soient localisés dans le voisinage des sources d'émission, et que ces zones avoisinantes contiennent plusieurs points de mesurage situés les uns près des autres⁹². En effet, les risques de dépassement des standards semblent plus élevés dans les zones qui entourent les sources d'émission. Et à

⁹¹ TIETENBERG, 1985, p.3, c'est moi qui souligne.

⁹² L'*Office of Air Quality Planning and Standard Research* est à l'origine de cette proposition. Voy. ROBERTS, 1982, note 10.

l'intérieur même de ces zones avoisinantes, seule la proximité des postes de mesurage entre eux semble de nature à assurer le respect du principe d'uniformité. Indépendamment d'une répartition appropriée ou non des sites de mesurage, on peut toujours assister à la survenance d'un dommage provenant d'un dépassement des seuils admis par les standards. Dans ce cas, des dispositifs de responsabilité pourront être déclenchés (s.7413), et leur application sera l'occasion d'affirmer judiciairement le principe d'uniformité géographique. Par rapport à la première solution, cette possibilité présente l'inconvénient de n'être que curative, puisqu'elle suppose qu'un préjudice a été subi. On pourrait toutefois compter sur l'effet de dissuasion, incitant à la prévention, des dispositifs judiciaires en ce sens.

Signalons pour terminer que le thème des sites de mesurage permet d'argumenter en faveur de la thèse de l'uniformité géographique. D'une part, l'EPA a requis l'observance des NAAQS en chaque site de mesurage au sein des AQCR⁹³. D'autre part, la jurisprudence a pu qualifier une AQCR comme "zone non conforme" à un standard (*nonattainment area*) parce que ce standard n'était pas respecté au niveau de l'un des sites de mesurage de cette région⁹⁴. Cette qualification supposait donc le principe de l'uniformité géographique : si tel n'avait pas été le cas, le dépassement localisé du standard n'aurait pas été pris en considération, puisque l'on aurait alors raisonné en termes de qualité moyenne de l'air ambiant au sein de la région de contrôle.

2.2.3. Les exigences temporelles de la mise en oeuvre

Le *Clean Air Act* assigne aux Etats deux types de délais de mise en oeuvre. Le premier type de délai concerne la soumission des SIP à l'EPA aux fins d'approbation: après la promulgation d'un NAAQS ou de sa révision, les Etats ont 9 mois⁹⁵ pour adopter un SIP

⁹³ 40 CFR 50 (1983), cité in ROBERTS, 1982, note 10.

⁹⁴ *United States Steel Corp. v. EPA*, 605 F.2d.283, 291-94 (7th Cir.1979), décision citée in ROBERTS, 1982, note 10.

⁹⁵ Pour les standards secondaires, l'administrateur peut prolonger le délai de soumission de 18 mois s'il l'estime nécessaire (s.7410(b)).

et le soumettre à l'administrateur (s.7410(a)(1))⁹⁶. Le deuxième type de délai fixe le temps dont les Etats disposent pour atteindre les standards dans les zones non conformes. Les *SIP* doivent assurer l'atteinte des standards primaires "le plus rapidement possible, mais (...) pas plus tard que 3 ans après leur date d'approbation (ou après celle de leur révision consécutive à la révision d'un standard primaire)"⁹⁷. Pour les standards secondaires, les *SIP* doivent prévoir un délai d'atteinte raisonnable ((2)(A)). Le statut permet toutefois aux Etats d'autoriser la construction de sources nouvelles dans les zones de leurs territoires qui ne seraient pas conformes lors de l'échéance de ces délais. Le prolongement des délais initiaux est prévu à cet effet pour les standards primaires. Ces délais prolongés concernent alors les programmes de permis que doivent inclure les *SIP* pour la réglementation de la construction et du fonctionnement des sources nouvelles majeures (ss.7410(a)(2)(A) et (I), 7502(a) et 7410(a)(2)(D))⁹⁸.

2.2.4. Les exigences quantitatives de la mise en oeuvre

La mise en oeuvre des standards ambiants suppose des standards ou limitations d'émission qui s'adressent aux sources de pollution et quantifient leurs niveaux d'émission licites. Il existe tout d'abord des règles fédérales qui remplissent cette fonction: l'EPA définit des "standards de performance" pour les sources nouvelles (s.7411), des "standards d'émission" pour les sources qui émettent des polluants hasardeux (s.7412) et des "standards d'émission pour les sources mobiles" (sous-chapitre II, ss.7521 et 7571). Dans chacune de ces trois hypothèses, les Etats sont autorisés à adopter⁹⁹ ou à mettre en oeuvre¹⁰⁰ des

⁹⁶ Si ces délais ne sont pas respectés, l'EPA préparera et publiera elle-même un plan de mise en oeuvre (s.7410(c)(1)(A)).

⁹⁷ Cette période maximale de 3 ans peut être prolongée par l'EPA dans l'hypothèse et sous les conditions de la section 7410(e).

⁹⁸ L'EPA refusera d'approuver les *SIP* qui n'assurent pas l'atteinte des standards dans les délais fixés (s.7410(a)(2)(A)).

⁹⁹ L'Etat formulerait alors une nouvelle limitation d'émission.

¹⁰⁰ Dans cette hypothèse, l'Etat ne formule pas de nouvelle limitation d'émission, mais il arrive au même résultat en délivrant moins de permis que ne l'admet le standard d'émission.

limitations plus restrictives, mais ils ne peuvent adopter ou mettre en oeuvre des limitations moins restrictives (s.7416 pour les sources nouvelles et pour les polluants hasardeux¹⁰¹; ss.7543(b)(1) et (2) et 7545(c)(4)(B) et (C) pour les sources mobiles¹⁰²). Des limitations d'émission étatiques sont prévues pour les sources stationnaires existantes. Dans cette hypothèse, les subdivisions politiques de l'Etat concerné peuvent adopter ou mettre en oeuvre de nouvelles limitations, si celles-ci sont plus restrictives que les limitations étatiques (s.7416).

La mise en oeuvre des standards ou limitations d'émission (qui eux-mêmes mettent en oeuvre des standards ambiants) suppose des permis d'émission dont la délivrance est obligatoire pour les sources majeures¹⁰³. L'EPA a défini la notion de source majeure¹⁰⁴, mais les Etats peuvent en élargir la portée en abaissant le critère de distinction entre source majeure et source mineure établi par l'EPA en termes de quantité d'émission. De la sorte, l'exigence d'un permis concernerait un plus grand nombre de sources. Cette possibilité est reconnue au départ de la section 7416 du statut¹⁰⁵, encore que ce texte ne la signale pas expressément.

Enfin, la mise en oeuvre des standards ambiants admet une certaine marge d'accroissement des émissions dans les zones où leurs seuils sont respectés (s.7473: "*Increments and ceilings*"). L'importance des accroissements de concentration admis varie

¹⁰¹ Voy. à ce propos PEETERS, 1992, p.165; HAHN et HESTER, 1989b, note 42.

¹⁰² En principe, les Etats ne sont pas autorisés à établir des standards d'émission pour les sources mobiles, sauf exceptions: c'est bien entendu dans l'hypothèse de ces exceptions qu'ils seront amenés à formuler des limitations plus restrictives. En raison de problèmes sérieux de smog causés par les émissions des automobiles, la Californie a été autorisée par l'EPA à établir des standards plus rigoureux qu'au niveau fédéral. Voy. NOLL, 1991, p.71 et la section 7545(c)(4)(C).

¹⁰³ Voy. la note 57.

¹⁰⁴ *Id.*

¹⁰⁵ HAHN et HESTER, 1989b, note 41. Cette note signale également qu'un grand nombre d'Etats ont fait usage de la possibilité qui leur est ainsi ouverte.

selon la classe à laquelle appartient la zone concernée (classe I, II ou III)¹⁰⁶. Pour chacune de ces classes, le statut définit quantitativement des "accroissements maxima autorisés" (s.7473(b): *Maximum allowable increases*). Les Etats peuvent rabaisser les quantités d'accroissements autorisées de la sorte en procédant à une "redésignation des classes" (s.7474: *Area redesignation*). Les redésignations permises doivent donc aller dans le sens d'une autorisation plus restrictive des accroissements: toute zone peut être redésignée comme une zone de la classe I, mais la redésignation comme zone de la classe II ou III est assortie de conditions diverses (voy. la s.7474(a)).

Ces trois comparaisons quantitatives permettent de conclure que si les Etats disposent d'une certaine marge de jeu dans la mise en oeuvre des standards ambiants, cette marge leur permet seulement de renforcer les exigences fédérales (EPA ou statut) de protection de l'environnement, mais non de les amoindrir¹⁰⁷. Ajoutons que ces comparaisons ne sont pas limitatives, car le statut contient d'autres dispositions exemplifiant la même observation.

2.2.5. La distinction de l'assainissement et du maintien de la qualité de l'air

Comme on l'a vu, la mise en oeuvre des standards ambiants suppose, à titre de bases territoriales, des régions de contrôle de qualité de l'air (supra, 2.2.2.1). Dans les régions (ou dans leurs zones) où les standards sont atteints, les Etats doivent assurer le *maintien* de la qualité de l'air. Dans les zones non conformes, ils en rechercheront par contre l'*assainissement*, c'est-à-dire l'atteinte des standards ambiants.

2.2.5.1. La désignation comme zone conforme ou non conforme

Au départ des régions de qualité de l'air désignées par l'EPA, le statut organise l'élaboration d'une "liste des régions non conformes" (s.7407(d)). Chaque Etat doit soumettre

¹⁰⁶ A propos de ces classes, voy. la note 69. Pour les zones les plus protégées (classe I), les accroissements admis seront les plus faibles, et pour les zones les moins protégées (classe III), les plus importants.

¹⁰⁷ L'EPA refusera d'approuver les SIP qui amoindriraient de la sorte les exigences fédérales (s.7410(a)(2)(B) et (D)).

à l'administrateur une liste identifiant les régions (ou les zones de ces régions) où les standards sont atteints et celles où ils ne le sont pas¹⁰⁸. La liste doit indiquer les informations sur lesquelles elle se base pour procéder à ces qualifications ((d)(1)). L'administrateur a la compétence de promulguer les listes qui lui sont soumises et d'y apporter les modifications qu'il juge nécessaires ((d)(2)). La révision des listes est prévue dans les mêmes conditions ((d)(5)). Il faut préciser que les désignations de ces listes sont faites séparément pour chaque polluant visé par un standard ambiant¹⁰⁹.

2.2.5.2. *Les objectifs de la mise en oeuvre*

Selon le caractère conforme ou non de la zone à laquelle ils s'appliquent, les plans ératiques mettant en oeuvre les standards ambiants viseront à maintenir la qualité de l'air ou à l'assainir¹¹⁰. Le statut consacre à ces deux objectifs des parties distinctes: la "prévention de la détérioration significative de la qualité de l'air" (sous-chapitre I, partie C: *Prevention*

¹⁰⁸ Les zones conformes et non conformes sont elles-mêmes subdivisées en plusieurs catégories, que doivent respecter les listes soumises par les Etats. Ces catégories (A, B, C, D ou E) sont établies en fonction de la conformité ou non aux standards, de la disponibilité ou non de l'information permettant de le dire, du caractère primaire ou secondaire de ces standards, et des polluants qu'ils concernent. Elles n'observent donc pas toujours le clivage de la conformité ou non aux standards. Par exemple, la catégorie E peut comprendre des zones pour lesquelles l'information disponible ne permet pas de décider de la conformité à certains standards et des zones dont la conformité à ces standards est établie. Ceci leur permet de remplir des fonctions plus particulières que la simple attribution au régime des zones conformes ou non conformes. Par exemple, pour les zones conformes, le statut autorise des accroissements de concentration et constitue trois classes à cet effet (classe I, II ou III, admettant des accroissements par ordre croissant). La définition de ces classes peut donc s'inspirer des catégories en question. Par exemple, la catégorie E sert (partiellement) à définir la classe II.

¹⁰⁹ "Nonattainment' is determined on a pollutant-by-pollutant basis. An area may be designated 'nonattainment' for ozone, but 'attainment' for sulfur dioxide. Most nonattainment areas are violating the ozone standard. Some areas are 'nonattainment' for more than one pollutant" (LIROFF, 1986, p.25). La définition statutaire des zones non conformes induit d'ailleurs la nécessité de désignations séparées pour chaque polluant réglementé. Voy. infra, 2.2.5.4, et la note 122.

¹¹⁰ "The degree of control required by these plans depends on the severity of the pollution problem in each of the control regions" (TIETENBERG, 1985, p.5). Voy. également NOLL, 1991, pp.71-72.

of Significant Deterioration of Air Quality ou PSD), et les "exigences des plans applicables aux zones non conformes" (partie D). Les limitations d'émission et les programmes de permis que le statut impose aux SIP de prévoir doivent être conformes aux règles prévues dans ces parties¹¹¹.

2.2.5.3. Le maintien de la qualité de l'air: l'environnement et l'égalité des chances de croissance économique

La partie C du sous-chapitre I, qui organise la politique de prévention de la détérioration de la qualité de l'air, y fut intégrée lors des amendements de 1977. Néanmoins, cet objectif de prévention et de maintien figurait déjà dans le préambule du *Clean Air Act* de 1970, qui stipulait que l'un des objectifs du statut était de "protéger et de mettre en valeur la qualité de l'air de la nation"¹¹². Une décision de jurisprudence avait également été rendue en ce sens: en 1972, l'EPA fut poursuivie pour avoir promulgué une réglementation qui n'assurait pas ce maintien. La juridiction a considéré que cette réglementation n'était pas conforme au statut, au motif que si les standards ambiants empêchaient la détérioration de l'air au-delà de leurs niveaux, il fallait également éviter que la qualité de l'air qui serait supérieure à ces niveaux ne se détériore au point de les atteindre¹¹³. Suite à cette décision, l'EPA a adopté un programme de maintien de la qualité de l'air (programme de PSD de 1974), dont les dispositions furent largement reprises par les amendements de 1977¹¹⁴.

Cette politique est intéressante parce qu'elle montre que le Congrès a bien perçu les risques qu'entraînait le dispositif de standards qu'il avait organisé en 1970. Ces risques étaient doubles. D'une part, un tel dispositif comporte assez paradoxalement un risque écologique: les standards fixent des niveaux dont l'atteinte correspond à une amélioration de la qualité de

¹¹¹ L'EPA refusera d'approuver les SIP qui ne respectent pas ces règles (s.7410(a)(2)(D)).

¹¹² Cité in TIETENBERG, 1985, p.6.

¹¹³ Décision *Sierra Club v. Ruckelshaus*, 344 F.Supp.253 (D.D.C 1972), confirmée par la Cour suprême (412 U.S. 541 (1973)). Ces décisions sont mentionnées par TIETENBERG, 1985, p.6, KRIER, 1974, p.328, note 17 et PEETERS, 1992, p.163, note 122.

¹¹⁴ TIETENBERG, 1985, p.6.

l'air dans les zones où ils ne sont pas atteints, mais ils pourraient être lus comme des autorisations de "polluer plus" là où la qualité de l'air leur est supérieure. Dans de telles zones, les concentrations pourraient s'accroître jusqu'à atteindre le niveau standard et cet effet de pollution serait en quelque sorte provoqué par le dispositif des standards lui-même. La motivation de la décision de jurisprudence qui vient d'être mentionnée est éclairante de ce point de vue, car elle montre bien que les standards comportent des risques de détérioration de l'environnement s'ils ne s'accompagnent pas de certaines dispositions de maintien. D'autre part, le dispositif de 1970 risquait de défavoriser certains Etats par rapport à d'autres sur le plan de la croissance économique. Les Etats bénéficiant d'un nombre supérieur de zones conformes ou de zones conformes plus étendues auraient ainsi pu attirer les industries des autres Etats, en les faisant bénéficier de standards d'émission plus bas leur permettant de rester conformes aux normes de qualité de l'air. La politique de prévention de la détérioration de la qualité de l'air cherchait également à éviter ce risque¹¹⁵. Ceci dit, il est vrai que l'industrie reste privilégiée dans les zones conformes puisque le statut autorise alors des accroissements de concentration par rapport aux taux initiaux¹¹⁶. Cette disposition permet aux zones conformes d'attirer des sources nouvelles, mais la condition qualitative qui assortit prioritairement l'octroi de permis d'émission minimise largement cet effet de privilège, car elle exige l'absence d'impact adverse sur les valeurs tenant à la qualité de l'air (voy. supra, 2.2.1.3). Par ailleurs, les amendements de 1977 ont admis, sous certaines conditions, la construction de sources nouvelles dans les zones non conformes, ce qui tempère également le privilège des zones conformes sur le plan de la croissance économique (politique d'*offset*, supra, 2.2.1.3 et infra, 2.2.5.4).

Les zones conformes¹¹⁷ sont donc celles où les niveaux de concentration fixés par

¹¹⁵ NOLL, 1991, p.72; GLASS, 1980, note 72.

¹¹⁶ Voy. la note 69.

¹¹⁷ Le statut lui-même utilise le concept de "*Nonattainment Area*" (voy. la partie D du sous-chapitre I) mais non celui d'"*attainment area*". Ce dernier concept est cependant très utile pour distinguer la politique d'assainissement et la politique de maintien, car on travaille alors avec la dualité *nonattainment area* - *attainment area*. Dans ce contexte, les commentateurs du statut n'hésitent pas à faire usage du concept d'*attainment area*. Voy. p.ex. HAHN et HESTER, 1989b, p.114; LIROFF, 1986, p.25.

les NAAQS sont atteints, ou bien celles dont les niveaux leur sont inférieurs¹¹⁸. Pour chaque polluant réglementé, elles sont désignées conformément à la procédure qui a été décrite (supra, 2.2.5.1). Concrètement, la politique de prévention de la détérioration de la qualité de l'air autorise des accroissements de concentration dont l'importance varie selon la classe (I, II ou III) de la zone concernée¹¹⁹. Ces accroissements sont définis quantitativement par le statut (s.7473), mais il est possible que l'on arrive de la sorte à des niveaux de concentration supérieurs aux standards. En pareille hypothèse, l'accroissement autorisé devra être réduit en conséquence. Inversement, les concentrations admises par les normes d'accroissement peuvent être inférieures à celles que définissent les standards. Dans ce cas, les premières l'emporteront. En effet, lorsque les taux des standards et ceux qui résultent des autorisations d'accroissement diffèrent, le statut prescrit la prise en considération des taux les plus bas (s.7473(b)(4)). Cette règle a pour corollaire qu'une fois que les accroissements autorisés ont été complètement consommés, aucune détérioration supplémentaire de la qualité de l'air n'est admise dans la zone, même si l'air y était plus sain que ne le requérait le NAAQS¹²⁰. Signalons pour terminer que les Etats peuvent redésigner les classes servant de base à l'autorisation des accroissements, mais que cette redésignation ne peut faire bénéficier les zones concernées de taux d'accroissement supérieurs à ceux qu'admet le statut. En d'autres termes, la redésignation doit toujours avoir l'effet d'une restriction des autorisations d'accroissement¹²¹.

2.2.5.4. L'assainissement de la qualité de l'air: l'environnement et la nécessité de la croissance économique

La partie D du sous-chapitre I fixe les "exigences des plans applicables aux zones non conformes". Celles-ci sont définies comme des zones pour lesquelles l'information disponible permet de montrer qu'elles dépassent les seuils nationaux de concentration pour tout polluant

¹¹⁸ HAHN et HESTER, 1989b, p.114.

¹¹⁹ A propos de ces classes, voy. la note 69 et supra, 2.2.4.

¹²⁰ TIETENBERG, 1985, p.6.

¹²¹ Voy. supra, 2.2.4.

réglementé (s.7501(2))¹²². Dans ces zones, le statut requiert que les Etats soumettent des *SIP* assurant un "progrès raisonnable" (*reasonable further progress*) vers l'atteinte des standards (s.7503(1)(A) pour les programmes de permis, et (4) pour les limitations d'émission qu'ils présupposent)¹²³. La notion de "progrès raisonnable" demande des réductions annuelles du polluant concerné, et l'EPA doit les juger suffisantes¹²⁴ que pour assurer l'atteinte du standard aux échéances prévues¹²⁵.

Dans le *Clean Air Act* de 1970, l'objectif de l'atteinte des standards nationaux interdisait la construction de sources nouvelles dans les zones non conformes. Qualifiée de "*growth ban*"¹²⁶, cette interdiction montre bien qu'elle faisait directement obstacle à la croissance économique des zones concernées. En 1976, l'EPA avait toutefois autorisé l'installation de sources nouvelles dans ces zones, pour autant que leurs émissions soient compensées par des réductions d'émission accrues de la part des sources existantes, et que l'on puisse y observer une amélioration progressive de la qualité de l'air (*Trade-off regulations* de novembre 1976)¹²⁷. En cherchant à concilier l'objectif environnemental du

¹²² D'après la section 7501(2), "*The term 'nonattainment area' means, for any air pollutant an area which is shown by monitored data or which is calculated by air quality modeling (or other methods determined by the Administrator to be reliable) to exceed any national ambient air quality standard for such pollutant*". Comme le montrent les termes soulignés par nous, la désignation des zones non conformes se fait séparément pour chaque polluant réglementé. Voy. supra, 2.2.5.1.

¹²³ HAHN et HESTER, 1989b, note 37.

¹²⁴ Si l'EPA les juge insuffisantes, elle n'approuvera pas le *SIP* (s.7410(a)(2)(D)).

¹²⁵ Voy. la note 70. A propos du temps dont les Etats disposent, rappelons qu'ils doivent veiller à l'atteinte des standards "le plus rapidement possible", mais pas après les échéances fixées par le statut (s.7502(a) et supra, 2.2.1.3). Le respect de ces échéances est loin d'être certain. A propos de l'échéance statutaire de 1982, GLASS, 1980, p.972, avait écrit sceptiquement que "l'histoire du report des délais difficiles du *Clean Air Act* permet de prévoir qu'ils seront amendés et reportés en 1982".

¹²⁶ COOK, 1988, pp.67-68.

¹²⁷ STEWART et KRIER, 1978, p.495. COOK, 1988, p.67, signale que cette réglementation a apporté une solution administrative au problème de l'interdiction de la croissance.

statut avec celui de la croissance économique, les amendements de 1977 ont largement repris¹²⁸ les mécanismes de cette réglementation administrative, qui servent à faire fonctionner la politique d'*offset*¹²⁹. L'exigence de progrès raisonnable décrite ci-dessus demande aux Etats de limiter progressivement les émissions qu'ils autorisent en délivrant des permis. A la suite de l'EPA, le Congrès a néanmoins voulu empêcher cette règle d'exclure la construction de sources nouvelles dans les zones non conformes. L'étude du régime des sources nouvelles (limitations d'émission et délivrance de permis) a montré que leur construction n'était plus interdite dans ces zones, mais qu'elle supposait des réductions d'émission au niveau des sources existantes. Ces réductions doivent être plus que proportionnelles par rapport aux émissions nouvellement autorisées, car le total des émissions doit alors être inférieur à celui qui précédait la demande du permis. Si tel n'était pas le cas, le "progrès raisonnable" requis ne pourrait être réalisé (*supra*, 2.2.1.3). Mais comme on le voit, cet objectif écologique d'assainissement est juridiquement conceptualisé en fonction de l'introduction de nouvelles sources de pollution¹³⁰. Tel est le ressort de la technique d'*offset*, qui rend l'amélioration des conditions environnementales compatible avec la croissance économique des zones polluées.

2.2.6. *La procédure d'adoption des plans étatiques de mise en oeuvre: le contrôle du public, de certaines autorités politiques et de l'EPA*

La mise en oeuvre des NAAQS suppose principalement des limitations d'émission s'adressant aux sources de pollution et des programmes de permis régissant leur construction

¹²⁸ Les amendements de 1977 avaient d'ailleurs prévu que le dispositif des *Trade-off regulations* serait applicable jusqu'au 1er juillet 1979, sous réserve de quelques exceptions mineures (STEWART et KRIER, 1978, p.594, note 10).

¹²⁹ STEWART et KRIER, 1978, p.495; MALONEY et YANDLE, 1984, p.247; ROBERTS, 1982, note 21; COOK, 1988, pp.66-69; BOUCQUEY, 1992, p.11.

¹³⁰ Du point de vue juridique de l'octroi des permis, les réductions d'émission conceptualisent l'objectif écologique de l'assainissement ou du "progrès raisonnable" (s.7503(1)(A)). Mais comme cet objectif demande aussi qu'elles soient *plus que proportionnelles* à la marge de tolérance pour les sources nouvelles (ss.7502(b)(5) et 7503(1)(B)), elles conceptualisent aussi, du même point de vue, l'idée de croissance économique, dans la mesure où elles permettent l'octroi de permis à des sources nouvelles.

et leur fonctionnement. Ces limitations et ces programmes sont prévus par les *SIP*, ce qui révèle leur importance tant du point de vue de la lutte contre la pollution atmosphérique que du point de vue de l'activité industrielle des zones auxquelles ils s'appliquent. Ceci justifie l'intervention de trois types de contrôle au niveau de leur procédure d'adoption: celui du public, de certaines autorités politiques et de l'*EPA*.

Le public est amené à intervenir au cours de la préparation des *SIP*. Avant de les adopter et de les soumettre à l'*EPA*, les Etats doivent rendre cette intervention possible par *notification* et *audience publique* (s.7410(a)(1)). La consultation du public est également prescrite pour la révision des *SIP*, selon les mêmes modalités ((3)(A) et (B)). L'on verra dans le chapitre IV (section 4.4) que cette procédure a été prescrite dans le programme d'*Emissions trading* à titre de condition de validité des transferts de droits de pollution dans le cadre de la politique de *bubble*. Le statut précise que cette notification et cette audience doivent être "raisonnables", c'est-à-dire qu'elles doivent permettre une intervention effective du public. L'*EPA* refusera d'approuver les *SIP* qui n'ont pas été adoptés dans ces conditions ((a)(2)). Elle prévoira alors la possibilité d'une audience publique ((c)(1)), et promulguera ensuite elle-même le plan de mise en oeuvre applicable ((d)). Remarquons que la participation du public n'est pas seulement prévue au niveau de la procédure d'adoption des *SIP*, c'est-à-dire de la mise en oeuvre des *NAAQS*, mais également à celui de leur définition même. Avant de les promulguer, l'*EPA* doit en effet laisser à toute personne intéressée un délai raisonnable destiné à la soumission de commentaires écrits (supra, 2.1.3.1). Du niveau de la formulation des *NAAQS* à celui des limitations d'émission et des programmes de permis, le public a donc l'occasion d'intervenir pour faire valoir ses intérêts. Qu'il soit de la sorte impliqué dans les différentes phases du processus de réglementation correspond, selon M.Roberts, à un principe sous-tendant le *Clean Air Act*. Cet auteur s'appuie sur les travaux préparatoires du statut, aux termes desquels "la définition de standards suppose des décisions de politique publique auxquelles les citoyens devraient participer"¹³¹. Une participation similaire avait déjà été prévue par le *Air Quality Act* de 1967, qui organisait des mécanismes de standards proches

¹³¹ ROBERTS, 1982, note 11.

de ceux du *Clean Air Act*¹³². Mais comme le montrent les travaux préparatoires du *Air Quality Act*, la participation du public reste assez exceptionnelle en la matière. En effet, elle y avait été qualifiée de "caractère unique" au statut¹³³.

L'intérêt du public est également pris en considération une fois que le processus de réglementation s'est achevé. Le statut prévoit en effet la *publication annuelle* de documents d'ensemble signalant les exigences contenues dans les *SIP*. Cette publication est prise en charge par l'EPA et prend la forme de documents distincts pour chaque Etat. L'EPA doit également signaler la disponibilité de ces documents dans le registre fédéral (s.7410(h)). Cette publication permet au public de prendre connaissance des exigences que les Etats se sont imposé pour mettre en oeuvre les *NAAQS*. D'autre part, elle est indispensable pour que les citoyens puissent participer au processus d'exécution ("*enforcement*") des *SIP*. La violation de l'une de leurs dispositions donne normalement lieu à une action judiciaire de l'EPA contre la personne responsable (s.7413). Mais lorsque l'EPA manque à ce devoir de poursuite, toute personne peut agir contre elle sur cette base ("*Citizen suits*", s.7604(a)(2)). Ceci suppose donc la connaissance des dispositions en vigueur dans les *SIP*.

La préparation des *SIP* fait également intervenir certaines autorités politiques (non étatiques): les gouvernements locaux et les gérants terriens fédéraux (*Federal Land Managers*) dont la compétence porte sur les espaces réglementés par les *SIP*. Ces autorités interviennent au cours d'une procédure de *consultation*, que doivent organiser les Etats avant d'adopter leurs plans. En effet, certaines dispositions des *SIP* sont susceptibles d'aller à l'encontre de leur mission d'intérêt général (*general purpose*). La consultation est notamment prescrite relativement à toute disposition prévoyant des limitations d'émission et des programmes de permis dans le contexte des politiques de maintien (infra, 2.2.1.3 et 2.2.5.3) et d'assainissement (infra, 2.2.1.3 et 2.2.5.4) de la qualité de l'air (s.7421(2)). Si cette consultation n'a pas été rendue possible, l'EPA refusera d'approuver le *SIP* proposé

¹³² Pour les détails des dispositions de ce statut, voy. MILLER et MILLER, 1989, pp.111-112. Celles-ci n'ont pas été suivies de la promulgation des standards qu'elles prévoyaient, mais elles ont tout de même jeté les bases du *Clean Air Act* (*Id.*).

¹³³ Ces travaux préparatoires sont cités in ROBERTS, 1982, note 11.

(s.7410(a)(2)(J), et promulguera elle-même ((c)(1)) le plan de mise en oeuvre applicable ((d)). Précisons que dans ce cas et à la différence de l'audience publique, l'EPA n'organisera pas de consultation. En effet, l'audience publique est destinée à faire participer le public en général, alors que la consultation sert à faire intervenir des autorités publiques. Cette intervention devient superflue si l'adoption du plan passe par l'EPA, ce qui correspond à la présente hypothèse.

Il serait intéressant de s'interroger sur l'influence que peuvent exercer le public en général et les autorités politiques par le biais d'audiences et de consultations. Dans quel sens ces mécanismes d'intervention influenceront-ils le processus étatique de planification ? Remarquons tout d'abord que cette influence ne jouera que là où les Etats peuvent exercer leur pouvoir d'appréciation politique. Par contre, si des dispositifs de précision sont prescrits au niveau fédéral, aucune question de choix politique ne se posera à celui de la mise en oeuvre. Les interventions vues y seront donc hors de propos. Le thème des exigences quantitatives de la mise en oeuvre (supra, 2.2.4) a donné des exemples d'obligations fédérales précises, dans la mesure où les Etats ne peuvent poser de règles moins strictes que celles de l'EPA (standards de performance pour les sources nouvelles, notion de source majeure requérant un permis) ou du statut (accroissements de concentration maxima dans les zones conformes). La précision de ces règles ne vaut donc qu'à titre de rigueur minimale, mais non maximale. Les Etats disposent de la latitude d'imposer des exigences plus strictes, et c'est à l'occasion des décisions qu'ils prennent en ce sens que les influences décrites peuvent s'exercer. Les audiences et les consultations seront alors le théâtre de conflits typiques, opposant les intérêts industriels à ceux de l'environnement. Ces intérêts respectifs justifieront alors l'argument du caractère trop strict des plans proposés, ou bien celui de leur caractère trop peu strict.

La procédure d'adoption des *SIP* fait enfin intervenir le contrôle de l'EPA. Une fois que les Etats ont adopté leurs plans, ils doivent les lui soumettre aux fins d'approbation. L'approbation sera refusée lorsque ces plans ne répondent pas aux conditions de forme (procédures de participation) et de fond (dispositions énumérées par la s.7410 pour l'atteinte, le maintien et l'exécution des *NAAQS*) prescrites par le statut (s.7410(a)(2)). Les problèmes de forme peuvent tenir à l'absence des procédures de participation prévues. Dans ce cas,

l'EPA promulguera elle-même le plan de mise en oeuvre, après avoir organisé une audience publique le cas échéant ((c)(1)). Un autre problème de forme concerne les délais endéans desquels les Etats doivent lui soumettre leurs plans¹³⁴. A défaut de soumission lors de l'échéance fixée, l'EPA préparera, publiera et promulguera elle-même un plan de mise en oeuvre (*id.*). Le même dispositif est prévu dans l'hypothèse de *problèmes de fond*, lorsqu'un plan ou l'une de ses parties n'est pas conforme aux règles statutaires de ce type: on l'appliquera alors pour l'adoption d'un nouveau plan ou pour la révision de la partie non conforme (*id.*). Le contrôle de l'EPA aboutit au résultat précis d'un "plan de mise en oeuvre applicable" ((d))¹³⁵.

2.3. Les standards d'émission et le rôle de la technologie

On a vu que la mise en oeuvre des standards ambiants supposait des standards (ou limitations) d'émission (*supra*, 2.1.2.1, 2.2.1.2 et 2.2.1.3). En effet, les standards ambiants fixent seulement des niveaux de qualité de l'air, qui ne sont pas directement applicables par les sources de pollution atmosphérique. Les standards d'émission établissent par contre la quantité d'un polluant donné que peut émettre un type particulier de source de pollution, et remplissent ainsi le rôle de mise en oeuvre des standards ambiants. Comme le montre la définition qui précède, les sources visées se voient assigner de la sorte des limitations d'émission en termes quantitatifs. Ces limitations peuvent être d'origine étatique: il s'agit alors des "limitations d'émission" que les Etats définissent, dans leurs *SIP*, pour les sources stationnaires existantes situées sur leurs territoires (*supra*, 2.2.1.2). Elles peuvent aussi être d'origine fédérale: l'EPA définit notamment des "standards de performance" pour les sources nouvelles (*supra*, 2.2.1.3). Ces limitations étatiques ou fédérales se répercutent sur les programmes de permis des *SIP*, qui organisent la délivrance de permis d'émission aux sources de pollution.

¹³⁴ Pour les délais d'adoption et de soumission des plans, voy. la s.7410(a)(1) (délai normal) et (b) (délai prolongé). Pour les délais de révision, voy. la même section, (c)(1)(C).

¹³⁵ La section (d) définit cette notion de la manière suivante: "*For purposes of this chapter, an applicable implementation plan is the implementation plan, or most recent revision thereof, which has been approved under subsection (a) of this section or promulgated under subsection (c) of this section and which implements the requirements of this section*".

Les sources de pollution ne subissent pas seulement les impacts quantitatifs de la politique de délivrance de permis, car cette délivrance s'assortit également d'effets technologiques. Ainsi, on peut dire d'emblée que les sources auxquelles sont délivrés des permis se voient imposer d'une part des limitations d'émission (quantitatives) et d'autre part des procédés technologiques déterminés. Si ces sources sont des *sources existantes* et qu'elles se trouvent dans une région non conforme¹³⁶, le statut prescrit aux Etats d'imposer, dans leurs *SIP*, les limitations d'émission que permet l'adoption d'une "technologie de contrôle raisonnablement disponible" (s.7502(b): *Reasonably Available Technology* ou *RACT*). Quant aux *sources nouvelles*, elles requièrent des permis de construction (ss.7475 et 7503). Les programmes de permis des *SIP* doivent conditionner l'octroi de ces permis à l'adoption, par la source proposée, de la "meilleure technologie de contrôle disponible" (s.7475(a)(4): *Best Available Control Technology* ou *BACT*) dans les zones conformes aux standards. Dans les zones non conformes, ils conditionneront cet octroi à l'adoption du "taux d'émission le plus bas possible" (s.7503(2): *Lowest Achievable Emission Rate* ou *LAER*) par la source proposée.

Ces trois modèles (*RACT*, *BACT* ou *LAER*) définissent les normes technologiques conditionnant l'octroi de permis aux différents types de source vus. Les technologies sont alors prescrites au cas par cas, c'est-à-dire individuellement pour chaque source requérant un permis (mais en considération du modèle pertinent), et par les autorités étatiques compétentes pour la délivrance des permis. L'EPA a défini la *RACT* comme "représentant la limite d'émission la plus basse que peut atteindre une source particulière, en appliquant la technologie de contrôle raisonnablement disponible eu égard à sa faisabilité technologique et économique"¹³⁷. Le statut définit la *BACT* comme "une limitation d'émission basée sur le

¹³⁶ Pour les sources existantes des régions conformes, il n'y a pas d'exigence technologique particulière au niveau fédéral. Les Etats adopteront alors de simples limitations d'émission, à propos desquelles le statut précise qu'elles doivent être suffisamment importantes que pour "assurer l'atteinte et le maintien des standards primaires et secondaires" sur leurs territoires (supra, 2.2.1.2).

¹³⁷ Voy. LIROFF, 1986, p.24. Si ces déterminations technologiques sont faites au cas par cas, cela n'a pas empêché l'EPA de préparer des directives générales guidant leur formulation. Ces directives s'appliquent alors à la catégorie industrielle concernée (*id.*: "*industry-specific Control Technology Guidance documents*"). Si les Etats s'écartent de ces recommandations dans leurs *SIP*, l'EPA s'attend à ce qu'ils documentent leurs raisons de le faire (*id.*).

degré de réduction maximal (...) que l'autorité de délivrance de permis détermine (...) en considération de l'énergie, des impacts environnementaux et économiques et des autres coûts" (s.7479(3)). Et enfin, le *LAER* est défini "pour toute source", comme "le taux d'émission qui reflète (A) la limitation d'émission la plus stricte que contient le plan de mise en oeuvre d'un Etat relativement à cette classe ou catégorie de source, à moins que le propriétaire ou l'opérateur de la source proposée ne prouve que cette limitation n'est pas réalisable, ou (B) la limitation d'émission la plus stricte réalisée en pratique par cette classe ou catégorie de source". De ces deux possibilités, le taux le plus bas est alors pris en considération (s.7501(3)(B)).

La *RACT* est requise pour les sources existantes des zones non conformes. La *BACT* est destinée aux sources nouvelles des zones conformes, et le *LAER* à celles des zones non conformes¹³⁸. Comme le montrent les définitions qui précèdent, la *BACT* pose des exigences moins strictes que le *LAER*. Quant à la *RACT*, elle représente théoriquement le standard technologique le moins strict¹³⁹. Ces trois modèles de normes peuvent donc être placés sur une échelle graduée, en fonction de la rigueur de leurs exigences technologiques respectives. Il est alors intéressant de constater que les normes de la *RACT* et de la *BACT* tiennent compte des coûts que représentent les technologies respectueuses de l'environnement. De la sorte, les considérations économiques peuvent tempérer la rigueur de leurs prescriptions. Par contre, la détermination du *LAER* ne fait pas intervenir ces facteurs de coûts.

Les exigences technologiques imposées aux sources nouvelles sont donc définies par la *BACT* et par le *LAER*. Ces deux notions font intervenir un quatrième type de standards, les *NSPS* (*New Source Performance Standards*), qui ont déjà été étudiés plus haut (2.2.1.3). Comme on l'a vu, les *NSPS* sont des standards d'émission, c'est-à-dire qu'ils établissent la quantité d'un polluant donné que peuvent émettre les sources qu'ils visent (supra, 2.1.2.1). Ajoutons à présent qu'il s'agit également de standards technologiques, dans la mesure où ils imposent à ces sources des technologies déterminées. En effet, un *NSPS* reflète un certain

¹³⁸ Voy. respectivement les sections 7502(b)(3), 7475(a)(4) et 7503(2).

¹³⁹ LIROFF, 1986, p.24.

"degré de réduction d'émission"¹⁴⁰, mais ce degré est défini "en fonction de l'application du meilleur système de réduction d'émission continue que (...) l'administrateur considère comme ayant été adéquatement démontré (...)" (s.7411(a)(1)(C))¹⁴¹. A la différence des autres standards technologiques (*RACT*, *BACT* et *LAER*) cependant, les *NSPS* sont définis pour des catégories de sources (et non pour des sources individuelles)¹⁴². Leur détermination incombe d'autre part à l'*EPA*¹⁴³, et non aux autorités étatiques compétentes pour délivrer des permis. La ratio des *NSPS* justifie cette compétence de l'*EPA*: "*The NSPS were designed to serve as a floor for BACT and LAER determinations by the States. Congress wanted to establish a uniform national floor for the amount of required emission control from new sources in order to prevent states from caving in under industry pressure. Neither LAER nor BACT can be lower than the NSPS*"¹⁴⁴. L'objectif d'égalité des chances de croissance économique des Etats¹⁴⁵ justifie donc la fixation d'un plancher général pour toutes les sources nouvelles: il fallait éviter que certains Etats ne les fassent bénéficier de standards d'émission moins stricts, afin de les attirer sur leurs territoires au détriment de la qualité de l'air. C'est pourquoi l'*EPA* leur impose des exigences minimales en matière de sources nouvelles, sans préjudice de la possibilité de fixer des normes technologiques plus strictes.

G.Majone a établi une classification des types de standards existants en matière d'environnement: les "standards ambiants", les "standards effluents" et les "standards de spécification". Les standards ambiants "expriment en termes quantitatifs les objectifs

¹⁴⁰ Voy. également *id.*

¹⁴¹ Comme pour la *RACT* et la *BACT*, cette détermination tient également compte des coûts économiques représentés par ce système technologique: "(...) *taking into consideration the cost of achieving such emission reduction, and any (...) energy requirements* (...)" (même section).

¹⁴² LIROFF, 1986, p.24 et section 7411(a)(1)(A)(i). Voy. également MALONEY et YANDLE, 1984, p.247.

¹⁴³ Section 7411(a)(1)(C).

¹⁴⁴ TIETENBERG, 1985, pp.6-7.

¹⁴⁵ Cet objectif a déjà été mentionné dans le cadre de la politique de maintien de la qualité de l'air (*supra*, 2.2.5.3).

qualitatifs d'un programme environnemental"¹⁴⁶. Les standards effluents (qu'il qualifie aussi de standards "d'émission" ou "de performance") "définissent la quantité de pollution permise pour une source donnée"¹⁴⁷. Enfin, les standards de spécification "dictent aux pollueurs les équipements et les stratégies de réduction d'émission qu'ils doivent adopter"¹⁴⁸, et sont en ce sens des standards technologiques. Interrogeons-nous à présent sur les quatre types de standards qui viennent d'être décrits. Comment les qualifier eu égard à cette classification ? D'une part, il s'agit de standards d'émission car ils limitent les quantités d'émission admises pour les sources visées¹⁴⁹. D'autre part, ce sont aussi des standards de spécification, car les niveaux d'émission fixés le sont en fonction de technologies particulières. Les sources visées se voient donc prescrire indirectement l'adoption de ces technologies. En ce qui concerne la *BACT* (s.7475(a)(4)), le statut prescrit d'ailleurs explicitement que ces technologies doivent être effectivement mises en oeuvre par les sources proposées (sources nouvelles candidates aux permis). Pour ce type de standards, la technologie est donc directement prescrite. Pour la *RACT* (s.7502(b)(3)), le *LAER* (s.7503(2)) et les *NSPS* (s.7411(a)(1)(C)), la technologie à utiliser est prescrite par l'intermédiaire des émissions limitées qu'elle rend possibles: ce sont alors ces émissions limitées qui font l'objet de la prescription (qui est formulée par l'autorité de délivrance du permis). Mais comme les taux d'émission prescrits ne peuvent être atteints que par des technologies déterminées, celles-ci sont indirectement prescrites.

Dans la section 1 du présent chapitre, l'on a affirmé que le programme d'*Emissions trading* avait été conçu pour mettre en oeuvre les dispositions du *Clean Air Act* (voy. plus particulièrement à ce propos le chapitre II). Ainsi que le montre la présente section, ce statut ne prévoit pas seulement, à titre d'instruments de protection de l'environnement, des standards ambiants (supra, 2.1) et des standards d'émission, mais également des standards

¹⁴⁶ MAJONE, 1989a, p.125.

¹⁴⁷ *Id.*

¹⁴⁸ *Id.*

¹⁴⁹ A l'appui de cette qualification, voy. LIROFF, 1986: dans cet ouvrage, la définition de chacun des quatre types de standards commence chaque fois par "*this emission standard* (...)" (p.24).

technologiques¹⁵⁰. Plusieurs auteurs se sont interrogés sur la compatibilité des dispositions du programme d'*Emissions trading* avec ces standards technologiques, question qui a également fait l'objet de décisions jurisprudentielles¹⁵¹. Ces standards ont été qualifiés comme relevant d'une politique d'imposition de contraintes technologiques (notion de "*technology forcing*"¹⁵²) aux sources de pollution concernées par les règles environnementales du *Clean Air Act*. C'est ainsi par exemple que la prescription de processus technologiques déterminés devrait permettre d'accélérer l'atteinte des standards ambiants dans les zones non conformes à ceux-ci (cas de la *RACT*, du *LAER* et des *NSPS*, supra)¹⁵³; dans la mesure où l'application du concept de "*compliance bubble*" du programme d'*Emissions trading* (infra, chapitre II, 2.3.2 et 4.3) permettait aux sources de pollution de se soustraire à ces prescriptions technologiques, il a pu être considéré par la jurisprudence (décision *ASARCO, Inc. v. EPA*¹⁵⁴) et par la doctrine¹⁵⁵ comme contraire aux objectifs

¹⁵⁰ Voy. notamment STEWART et KRIER, 1978, p.595 (concept d'*offset*, infra, chap.II, 2.3.5); NOTE, 1979; LIROFF, 1980 (concept d'*offset*, *id.*); CALVO Y GONZALEZ, 1981, pp.422 (programme d'*Emissions trading* dans les zones non conformes aux standards ambiants, supra, 2.2.5); GLASS, 1980 (concept de "*netting*" dans les zones conformes, infra, chap.II, 2.3.3 et 4.4); PEETERS, 1992, pp.189 ss. (concept de *netting* dans les zones conformes, *id.*) et 193 ss. (concept de *netting* dans les zones non conformes, infra, chap.II, 2.3.4 et 4.5).

¹⁵¹ Voy. la décision *ASARCO, Inc. v. EPA*, 578 F.2d 319 (D.C.Cir. 1978), relative au concept de "*compliance bubble*" (infra, chap.II, 2.3.2 et 4.3), de même que la décision *Alabama Power Co. v. Costle*, 636 F.2d 323 (D.C.Cir. 1979), relative au concept de *netting* dans les zones conformes (infra, chap.II, 4.4).

¹⁵² Voy. p.ex. NOTE, 1979, p.1713; CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.422; STEWART et KRIER, 1982, p.91.

¹⁵³ "*While Congress listed the development of pollution control technology as a separate purpose of the Act, it undoubtedly meant to spur this development only as a means to promote public health by reducing air pollution*" (GLASS, 1980, pp.948-949, note 19); "*'Technology forcing' refers to the drafter's intent of generating rapid improvement in air quality control technology through the application of rigid deadlines for compliance with ambient air quality standards, deadlines which could not be met under current technology*" (CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.422, note 302).

¹⁵⁴ Voy. supra, note 152.

¹⁵⁵ Voy. l'opinion de GLASS, 1980, p.948: "*This note argues that the bubble concept should be allowed in the nation's clean air regions but not in dirty air regions - regions that are not in compliance with the EPA's ambient air quality standards*". Voy. également

environnementaux du statut. La philosophie d'imposition de contraintes technologiques aux sources émettant les polluants visés par le *Clean Air Act* a toutefois été tenue pour inopérante là où l'objectif du statut est le maintien de la qualité de l'environnement (zones conformes aux standards ambiants: cas de la *BACT* et des *NSPS*, supra). Dans ce cas, la jurisprudence a considéré que le concept de "netting" du programme d'*Emissions trading* (infra, chapitre II, 2.3.3 et 4.4) était conforme à la politique environnementale du Congrès (décision *Alabama Power Co. v. Costle*¹⁵⁶), et la doctrine a affirmé que les normes technologiques ne devaient servir que dans l'hypothèse où les standards ambiants n'étaient pas atteints¹⁵⁷. De manière plus générale, l'on a pu considérer que si le programme d'*Emissions trading* ouvrait de fait la possibilité de déroger à des normes technologiques, c'est-à-dire d'écarter certaines obligations en la matière (infra, chapitre II, 2.3), les marchés de pollution constituaient d'autre part des incitations à l'innovation technologique¹⁵⁸.

CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.423: "(...) *new technology need (...) to be developed as necessary to attain the NAAQS*".

¹⁵⁶ Voy. supra, note 151.

¹⁵⁷ Voy. la citation de GLASS, supra, note 156, de même que l'opinion de CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.423, note 311: "*New technology had to be created to attain the NAAQS*".

¹⁵⁸ Voy. STEWART et KRIER, 1978, p.595: "*One of the advantages claimed by EPA staff for the trade-off policy as opposed to regulatory control is that it provides economic incentives for existing firms to develop and apply new control technologies which EPA is unable in formal proceedings to prove are 'available'*". A propos du LAER en particulier, voy. id.: "*Won't the fact that new sources have to pay for emission rights give them an incentive to develop and adopt rigorous controls without cumbersome case-by-case regulatory determination of 'lowest achievable' emission rates ?*". Voy. également en ce sens infra, chap.III, 6.3.1.1.

CHAPITRE II

LA FLEXIBILITE DANS L'APPLICATION DES STANDARDS, SES DIFFERENTES VERSIONS ET LEUR JUSTIFICATION

1. INTRODUCTION

Dans ce second chapitre sont décrits les différents concepts du programme d'*Emissions trading* de l'EPA, qui a été conçu pour mettre en oeuvre le dispositif de standards environnementaux du *Clean Air Act* (supra, chapitre I, section 1). Cette description consiste à montrer d'une part que tous ces concepts introduisent de la flexibilité dans l'application des standards d'émission et/ou technologiques par les sources de pollution qu'ils concernent (section 2), mais d'autre part que c'est seulement à propos du concept de *bubble* au sens strict que l'on peut véritablement parler d'un "marché" de droits de pollution (section 3). Les aspects réglementaires du programme d'*Emissions trading* seront également détaillés, ce qui sera l'occasion, par l'intermédiaire d'une étude des sources des règlements envisagés, de spécifier leurs origines politiques respectives. Dans ce contexte, l'on verra que l'introduction du concept de *bubble* répond principalement à l'idée de minimiser les coûts d'observance des firmes destinataires des standards environnementaux. Ce constat permettra de nuancer l'affirmation selon laquelle les marchés de pollution sont des instruments de protection de l'environnement: si cette protection est bien leur objectif prioritaire dans la mesure où ils sont destinés à mettre en oeuvre des standards environnementaux (chapitre I), ils ménagent également les intérêts économiques des entreprises polluantes (section 4). En ce sens, l'on dira que l'efficience économique constitue également l'un de leurs objectifs politiques (chapitre III, 3.2: conception administrative; chapitre IV: régulation des marchés).

En tant que mode de minimisation des coûts d'observance des firmes visées par les standards d'émission et/ou technologiques, la flexibilité mentionnée consiste à leur permettre de ventiler les contrôles d'émission nécessaires entre leurs différentes installations (transferts internes des prérogatives d'émission), ou bien à imputer la charge de ces contrôles aux firmes

technologiquement les plus performantes, pour lesquelles leurs coûts sont relativement moindres (transferts externes des prérogatives d'émission)¹. Ces transferts permettent une minimisation des coûts d'observance, parce que les prestations de contrôle qui doivent nécessairement être accomplies pour réaliser les niveaux d'émission des standards sont prises en charge par les sources pour lesquelles elles représentent les coûts les moindres. De la sorte, le point d'ancrage de la réglementation cesse d'être chaque source prise individuellement²: les prestations de contrôle peuvent être assumées dans des mesures variables par plusieurs sources, pour autant que la globalité de leurs émissions n'excède pas le niveau prescrit par le standard³. Dans un tel système, l'application de directives technologiques précises devient bien entendu problématique, puisqu'il n'est plus possible de réglementer chaque source à titre individuel (voy. supra, chapitre I, 2.3 in fine, à propos de la philosophie d'imposition de contraintes technologiques). Le progrès technologique cesse alors de faire l'objet d'une prescription et devient celui d'une simple incitation⁴.

¹ Le concept de flexibilité sera aussi utilisé dans un sens différent, désignant alors la rapidité d'effet dont sont suivies les décisions de transfert dans les marchés de pollution. Il ne s'agira plus alors d'une composante du principe d'efficacité économique, mais d'une condition de l'attrait des marchés (infra, chap.III, 3.3 in fine).

² A propos du système de "standards par source" ("*source-by-source standards*" ou "*point-source standards*") et des "directives technologiques" (*Control Technology Guidelines* ou CTG) dont ils s'accompagnaient avant l'introduction du programme d'*Emissions trading*, voy. MALONEY et YANDLE, 1980, p.51 et 1984, pp.246-247. Ces standards visaient les sources de pollution à titre individuel et leur imposaient des réductions d'émission uniformes. Ils ne leur ménageaient donc aucune flexibilité en ce qui concerne la répartition des contrôles d'émission nécessaires.

³ Maloney et Yandle contrastent en ce sens le système de standards par source à celui des standards d'application globale à un ensemble de sources (*id.*: "*plant-by-plant standards*" et "*multi-plant standards*").

⁴ Voy. supra, chap.I, note 159.

2. LES CONCEPTS DU PROGRAMME D'EMISSIONS TRADING

2.1. Comparaison générale

Le programme d'*Emissions trading* s'articule autour de quatre concepts de base: celui d'"offset", de "netting", de "bubble" et de "banking". Les trois premiers concepts organisent tous des compensations entre les émissions respectives de plusieurs sources de pollution, mais ils se distinguent les uns des autres de plusieurs points de vue. Premièrement, le concept de *bubble* concerne des sources existantes, alors que ceux de *netting* et d'*offset* supposent des sources nouvelles⁵. Deuxièmement, le *netting* ne recouvre que les compensations d'émissions internes à une même firme, alors que les opérations de *bubble* et d'*offset* peuvent correspondre tant à des transferts internes qu'à des transferts externes, c'est-à-dire entre deux ou plusieurs firmes⁶. C'est la raison pour laquelle il ne pourrait être question d'un "marché" de droits d'émission qu'à propos de ces deux derniers types d'opérations⁷, complétés d'un système de *banking*⁸. Troisièmement, si l'on s'interroge sur les sources réglementaires de ces concepts, seul celui d'*offset* trouve sa source dans le *Clean Air Act* (amendements de 1977, section 7503 du statut). Les autres notions sont de source administrative: les réglementations de l'EPA les prévoyant seront décrites plus loin (section 4). Quatrièmement, l'*offset* correspond à une règle juridique obligatoire pour les sources visées, alors que les autres concepts décrivent seulement des possibilités qui leur sont ouvertes pour se conformer aux

⁵ Rappelons qu'une "source nouvelle" est une source dont la construction a commencé postérieurement à la définition d'un standard d'émission applicable à une telle source (s.7411(a)(2)). S'il existe un tel standard, la source construite y sera nécessairement soumise.

⁶ PEETERS, 1992, p.185.

⁷ *Ibid.*, p.200. Telle est du moins l'opinion de Peeters, qui sera nuancée plus loin eu égard au fait que le système d'*offset* contient un élément étranger à la notion de marché. L'on ne pourrait alors véritablement parler d'un marché qu'à propos du concept de *bubble*, considéré au sens strict (infra, section 3).

⁸ *Id.* COOK, 1988, p.63, considère que l'existence de banques de crédits d'émissions conditionne la faisabilité concrète d'un marché de droits de pollution. A défaut d'un pareil système, les coûts de transaction (coûts représentés par la recherche d'un partenaire pour le transfert) supportés par les partenaires du marché seraient en effet beaucoup trop élevés comparé aux économies que représenteraient pour eux les transferts de droits. Pour cette analyse en termes de coûts de transaction, voy. également *ibid.*, p.68 et NOLL, p.75.

standards dont elles sont les destinataires. Quoique distincts quant aux sources, existantes ou nouvelles, auxquelles ils s'appliquent, quant aux transferts, internes ou externes, qu'ils autorisent, quant à leur source statutaire ou administrative et quant à leur caractère obligatoire ou non, ces concepts de base présentent un point commun: ils s'appliquent aux sources stationnaires de pollution atmosphérique visées par les dispositions du *Clean Air Act*⁹.

2.2. Mode de présentation des concepts

A l'occasion de l'étude des standards nationaux de qualité de l'air ambiant et des limitations d'émission qui les mettent en oeuvre, plusieurs mécanismes ont été présentés (chapitre I, 2.2.1.2 et 2.2.1.3). Ces mécanismes constituent les différentes politiques que le statut enjoint aux Etats d'adopter dans leurs plans de mise en oeuvre et dans les programmes de permis qu'ils contiennent. Quatre politiques ont pu être identifiées de la sorte: celle des sources existantes; celle des sources nouvelles visées par un standard de performance fédéral (*NSPS*); celle des sources nouvelles dans une zone conforme aux standards (politique de *PSD*) et enfin celle des sources nouvelles dans une zone non conforme (politique d'*offset*). En présentant les concepts de base de la politique d'*Emissions trading*, M.Peeters les situe dans les cadres respectifs de ces quatre politiques¹⁰. Ce mode de présentation est intéressant, car il permet de voir que ces concepts présupposent des normes environnementales, dont ils sont en quelque sorte les instruments d'application¹¹. La présente description les reprendra à son

⁹ PEETERS, 1992, p.184.

¹⁰ Ibid., pp.187-198.

¹¹ L'intérêt de ce mode de présentation réside dans le fait qu'il connecte les concepts du programme avec des politiques environnementales déterminées. Peeters présente successivement les politiques des *NSPS*, du *netting* dans le système des *PSD*, le *bubble*, la règle d'*offset* dans les zones non conformes et l'application du *netting* dans ces mêmes zones. Mais cette liste ne correspond pas à un ordre particulier, chronologique ou autre. STEWART et KRIER, 1982, pp.91-92 présentent également les concepts dans le cadre des politiques environnementales correspondantes, mais ils adoptent un ordre chronologique, car ils veulent montrer comment le monde industriel a progressivement poussé l'EPA à flexibiliser sa politique environnementale. Il en va de même chez COOK, 1988, p.64 ss., qui décrit la "genèse" du programme d'*Emissions trading*. Dans ces deux dernières approches, la présentation commence donc par le régime des sources nouvelles visées par un *NSPS*, passe ensuite à l'application des autres règles intéressant les sources nouvelles, et se termine par le régime des sources existantes. Si l'on applique l'ordre chronologique à la classification

compte, mais en suivant l'ordre utilisé plus haut pour présenter le rôle des Etats dans la mise en oeuvre des standards ambiants (*ibid.*, 2.2.1). Dans ce contexte, les normes d'émission que suppose cette mise en oeuvre avaient été distinguées selon leur caractère étatique (limitations d'émission, *ibid.*, 2.2.1.2) ou fédéral (standards d'émission, *ibid.*, 2.2.1.3).

Les Etats sont compétents pour définir des limitations d'émission applicables aux sources stationnaires *existantes*. Celles-ci doivent permettre d'assurer l'atteinte et le maintien des standards primaires et secondaires sur leurs territoires. En ce qui concerne les sources *nouvelles*, L'EPA peut avoir défini un *NSPS*. Indépendamment d'un éventuel *NSPS*, des accroissements de concentration maxima sont prévus dans les zones conformes aux standards (*PSD*). Dans les zones non conformes, un "progrès raisonnable" vers leur réalisation doit être assuré (*supra*). Les Etats délivrent des permis d'émission aux sources de pollution majeures situées sur leurs territoires respectifs, en tenant compte de ces exigences fédérales. Quels seront alors les cas dans lesquels les émissions autorisées pourront faire l'objet d'échanges entre les sources concernées, et selon quelles modalités ces échanges auront-ils lieu ? Les concepts de *bubble*, de *netting* et d'*offset* du programme d'*Emissions trading* répondent à ces questions.

2.3. Définition des concepts dans le contexte des dispositifs du *Clean Air Act*

2.3.1. Le concept de *bubble* (limitations d'émission étatiques pour les sources stationnaires existantes)

Ce concept entre en scène en l'absence de dispositif statutaire particulier de protection. Il s'applique aux émissions des sources stationnaires existantes des zones conformes ou non conformes. Dans ce contexte, les compensations d'émissions peuvent avoir lieu au sein d'une même firme ou entre plusieurs firmes (compensations internes ou externes)¹². Ces échanges

complète établie par Peeters, on obtient la série suivante: le régime d'application des *NSPS* (1975), la politique d'*offset* (1976), le *netting* dans les zones conformes (1978), le *netting* dans les zones non conformes (1979) et le *bubble* (1979).

¹² PEETERS, 1992, p.193; MALONEY et YANDLE, 1980, pp.49-50; 1984, p.247.

sont autorisés par les Etats, qui sont chargés de délivrer des permis sur la base de limitations d'émission qu'ils définissent eux-mêmes (chapitre I, 2.2.1.2).

L'examen de la littérature relative au sujet révèle que le concept de *bubble* possède un sens large et un sens strict. Au sens large, il désigne tout mécanisme de compensation entre les émissions de plusieurs sources de pollution. L'on pourra donc y inclure les formes particulières du *netting*, de l'*offset*, etc. C'est également la raison pour laquelle le *bubble* est la notion la plus célèbre et la plus utilisée en matière de marchés de pollution. Pourtant, un examen plus approfondi révèle l'aspect limité de ce concept, qui possède des caractères institutionnels, techniques et historiques déterminés, constituant son sens strict.

R.Stewart et J.Krier donnent du concept de *bubble* la définition suivante: "L'application des exigences régulatrices repose sur le présupposé que seules les émissions totales d'une installation ou d'un complexe, et non les émissions provenant des unités individuelles qu'ils contiennent, sont pertinentes du point de vue de la protection de l'environnement. La régulation se base sur une bulle imaginaire recouvrant toute une installation ou tout un complexe. La prémisse consiste à dire qu'aucun effet net ne résultera d'un accroissement d'émissions d'un côté, si cet accroissement est compensé d'un autre côté"¹³. Cette définition livre le sens large du concept, en montrant que les exigences de limitation d'émission peuvent être fragmentées et réparties différemment entre les diverses unités d'un même ensemble. Mais elle ne se prononce pas sur la particularité technique et institutionnelle du *bubble*: celui-ci s'applique à des sources *existantes* et se forme donc au départ de limitations d'émission étatiques. La plupart des auteurs qui définissent le concept relèvent cette particularité¹⁴.

La définition la plus précise et la plus complète est probablement celle de M.Peeters, car elle souligne clairement, de surcroît, que le *bubble* recouvre à la fois des transferts *internes* et *externes* de permis. Au terme de cette définition, le *bubble* représente "la

¹³ STEWART et KRIER, 1982, p.90.

¹⁴ COOK, 1988, p.63; RAUFER et FELDMAN, 1987, p.18; PEETERS, 1992, p.191; HAHN, 1989a, p.99; 1989b, p.37; HAHN et HESTER, 1989a, p.372.

possibilité pour des firmes *existantes* d'inclure, dans un même concept de source, plusieurs points d'émission appartenant à *une ou plusieurs firmes*, de manière à ce que la réglementation porte sur la globalité de leurs émissions et non sur des points d'émission particuliers. Les prescriptions applicables peuvent alors faire l'objet d'une redistribution entre ces points, ce qui permet une organisation plus efficiente des mesures de réduction"¹⁵.

2.3.2. *Le concept de compliance bubble (application des standards de performance fédéraux pour les sources nouvelles)*

C'est également aux Etats qu'il revient de délivrer des permis d'émission aux *sources nouvelles*. Mais à la différence du régime des sources existantes, où ils fixent eux-mêmes les limitations d'émission, ils doivent cette fois composer avec des limitations fédérales: l'EPA peut avoir défini un *NSPS* pour la source nouvelle candidate au permis (ce qui réduit la marge de manoeuvre de l'Etat qui le délivre, chapitre I, 2.2.1.3). Signalons d'emblée que la présente hypothèse ne recouvre que des compensations d'émission internes à une même source, celle qui fait l'objet du *NSPS*¹⁶. L'EPA peut faciliter l'application d'un tel standard par la source visée, en l'autorisant individuellement à répartir l'exigence globale (en termes d'émission) entre ses divers points d'émission. En pareil cas, et à la différence de ce que l'on a vu pour les *bubbles*, l'échange est directement autorisé par l'EPA, qui commence par définir un *NSPS*. Le *compliance bubble* en est en quelque sorte l'accessoire: "(...) l'EPA reformule le *NSPS* applicable pour un cas particulier. Les émissions autorisées des différents points d'émission d'une firme sont alors subdivisées. De la sorte, une coupole imaginaire ('*bubble*') est placée au sommet des points d'émission de la firme"¹⁷.

¹⁵ PEETERS, 1992, p.199, c'est moi qui souligne.

¹⁶ *Ibid.*, p.189.

¹⁷ *Id.*

2.3.3. Le concept de netting dans les zones conformes aux standards ambiants
(prévention de la détérioration de la qualité de l'air par les sources nouvelles)

L'octroi d'un permis d'émission à une source nouvelle ne doit pas seulement tenir compte du standard de performance (NSPS) éventuellement formulé par l'EPA pour une telle source, mais également d'un certain nombre de conditions statutaires (voy. chapitre I, 2.2.1.3). Dans les zones où les standards ambiants sont respectés, les Etats doivent garantir le maintien de cette situation en y "prévenant toute détérioration significative de la qualité de l'air" (sous-chapitre I, partie C du CAA). Dans ce contexte, les programmes de permis de leurs SIP assortiront la délivrance d'un permis d'émission à une source nouvelle de conditions quantitatives spécifiques (accroissement de concentration admissible pour le polluant émis, supra). Cette première règle limitera donc les émissions autorisées pour la source nouvelle (s.7475(d)(2)(C)). Deuxièmement, la délivrance du permis n'aura pas lieu s'il est démontré que les émissions de cette source auront un impact adverse sur les valeurs tenant à la qualité de l'air dans la zone concernée (obligation d'effectuer une analyse des effets environnementaux des émissions de la source proposée, *id.*). Troisièmement, la délivrance du permis est subordonnée à l'adoption, par la source proposée, de la "meilleure technologie de contrôle disponible" (standard technologique de la BACT, s.7475(a)(4)).

Le *netting* permet d'"écarter les exigences de contrôle des sources nouvelles en garantissant que l'accroissement d'émissions 'net' qu'elles représentent est insignifiant"¹⁸. De la sorte, l'entreprise qui souhaite s'élargir par l'installation d'équipements nouveaux ne devra pas les soumettre aux trois contrôles décrits si les accroissements d'émission qu'ils représentent sont compensés par des réductions au niveau de leurs équipements existants. Il importe de préciser que le concept de *netting* ne recouvre que cette hypothèse de transferts *internes* à une même firme¹⁹. Cette technique leur permet d'écarter l'application des trois conditions auxquelles les programmes de permis des SIP doivent subordonner l'octroi de permis d'émission pour la construction et le fonctionnement d'installations nouvelles.

¹⁸ RAUFER et FELDMAN, 1987, p.18. Voy. également COOK, 1988, p.59; HAHN, 1989a, p.99; 1989b, p.36; HAHN et HESTER, 1989a, p.371; TIETENBERG, 1985, p.8.

¹⁹ PEETERS, 1992, pp.192 et 197.

2.3.4. *Le concept de netting dans les zones non conformes (installation de sources nouvelles là où les standards ambiants doivent encore être atteints)*

Dans les zones où les niveaux fixés par les standards de qualité de l'air ne sont pas atteints, les Etats doivent veiller à leur atteinte "le plus rapidement possible" et assurer entretemps un "progrès raisonnable" vers la réalisation de cet objectif (sous-chapitre I, partie D du CAA). Dans ce contexte, les programmes de permis de leurs *SIP* assortiront la délivrance d'un permis d'émission à une source nouvelle des conditions quantitatives spécifiques de la politique d'*offset* (chapitre I, 2.2.1.3 et infra, 2.3.5). Deuxièmement, cette délivrance est subordonnée à l'adoption, par la source proposée, du "taux d'émission le plus bas possible" (standard technologique du *LAER*, s.7503(2)).

Comme dans l'hypothèse précédente, le *netting* permet aux sources nouvelles d'éviter l'application des contrôles qui leur sont normalement destinés. Des réductions d'émission sont alors présumées au niveau des installations existantes, pour que l'accroissement "net" qu'elles représentent soit "insignifiant"²⁰. Les compensations qui s'opèrent de la sorte sont *internes* à une même firme²¹. La présente hypothèse de *netting* ne se distingue de la précédente que du point de vue des obligations juridiques auxquelles elle permet de déroger, puisqu'elles sont cette fois propres à la politique d'atteinte des standards ambiants.

2.3.5. *Le concept d'offset dans les zones non conformes aux standards ambiants*²²

Alors que les concepts qui viennent d'être étudiés représentent simplement des possibilités qui sont ouvertes aux sources de pollution atmosphérique visées par des standards d'émission, la notion d'*offset* correspond à un régime de limitation d'émission obligatoire pour les sources nouvelles dont l'installation est proposée dans une zone non conforme. De plus,

²⁰ Voy. les références citées à la note 18.

²¹ PEETERS, 1992, p.197.

²² Il n'est pas entièrement exact de limiter la notion aux zones non conformes. Comme le souligne PEETERS, 1992, p.194, le régime d'*offset* s'applique aussi dans les régions conformes, lorsque l'élargissement ou l'installation d'une source implique que l'on va dépasser le standard.

et à la différence des autres concepts du programme d'*Emissions trading*, qui sont de source administrative, l'*offset* est un mécanisme statutaire (s.7503 du CAA). Il s'apparente néanmoins au concept de *bubble*, dans la mesure où il peut représenter des transferts *internes* à une même firme ou des transferts *externes*, entre deux ou plusieurs firmes (supra, 2.1)²³.

La section 7503 du statut organise donc le régime de compensation constitutif de la politique d'*offset*. Ce régime est obligatoire pour les Etats qui délivrent des permis pour la construction et le fonctionnement de sources nouvelles sur leurs territoires. Il se compose de deux éléments complémentaires (chapitre I, 2.2.1.3): d'une part, des réductions d'émission sont requises au niveau des sources existantes (s.7503(1)(A)); d'autre part, la source nouvelle ne peut absorber l'intégralité des réductions ainsi obtenues, car un "progrès raisonnable" est requis dans l'assainissement de la qualité de l'air (s.7503(1)(B)). Ces compensations entre les émissions respectives des installations existantes et des installations proposées conditionnent juridiquement l'octroi de permis à ces dernières.

2.3.6. *Le concept de banking*

Le *banking* est le quatrième concept de base du programme d'*Emissions trading*²⁴, et désigne un mécanisme commun aux opérations de compensation respectives des techniques qui viennent d'être décrites. Raufier et Feldman le définissent comme "l'accumulation de crédits de réduction d'émission qualifiés, en vue de leur usage ultérieur dans des transactions d'*offset*, de *bubble* et de *netting*"²⁵. Le *banking* peut donc être considéré comme un instrument au service des autres concepts du programme.

²³ Voy. également *ibid.*, p.195.

²⁴ Voy. la présentation des quatre concepts du programme chez COOK, 1988, p.63; HAHN, 1989a, p.99; 1989b, p.37; HAHN et HESTER, 1989a, p.372; TIETENBERG, 1985, pp.8-9.

²⁵ RAUFER et FELDMAN, 1987, p.18.

3. L'EXISTENCE D'UN "MARCHÉ" DE DROITS DE POLLUTION

Il s'agit ici de justifier l'affirmation selon laquelle ce n'est qu'à propos du concept de *bubble* au sens strict (supra, 2.3.1) que l'on peut véritablement parler d'un "marché" de droits de pollution. Comme tout marché suppose par définition l'interaction de deux partenaires dotés d'une personnalité distincte, l'on exclura de cette hypothèse les concepts qui ne correspondent qu'à des transferts internes de permis d'émission²⁶, c'est-à-dire les concepts de compliance bubble et de netting. L'idée de compensation d'émissions ("*trade-off*" ou "*trading*"²⁷) est certes présente au niveau de ces deux notions, ce qui a justifié B.Cook à y voir l'origine conceptuelle des marchés de pollution²⁸. Ce n'est toutefois que dans l'hypothèse de *transferts externes de permis* que l'on peut donc envisager l'idée d'un marché. Ainsi qu'on l'a vu dans la section précédente, seuls les concepts de *bubble* et d'*offset* peuvent désigner des transferts externes. C'est ici qu'il faut préciser que la notion d'offset semble elle aussi étrangère au concept de marché. En effet, l'on a vu plus haut que les opérations de compensation spécifiques de l'*offset* étaient obligatoires pour les sources concernées par ce système (supra, 2.3.5). Dès lors, un autre élément essentiel du concept de marché fait défaut au niveau de ce système: le fait que les transferts de droits trouvent leur origine *au niveau des initiatives privées de leurs partenaires*, c'est-à-dire au niveau de l'autonomie de leur volonté, et qu'ils ne correspondent donc pas à l'application de règles juridiques obligatoires. Cette affirmation se justifie eu égard au fait que le principe d'efficience économique suppose

²⁶ Voy. en ce sens MALONEY et YANDLE, 1984, p.247: "A more general system would allow for transfers between all similar sources within the region whether intra- or interplant. We term such a system Regionally Marketable Permits". Voy. également PEETERS, 1992, p.199: "Alleen de externe verplaatsingsmogelijkheden (dat zijn verplaatsingen tussen twee of meer inrichtingen) maken het 'emissions trading' tot een vergunningenmarkt".

²⁷ La notion de *trade-off* est utilisée notamment par STEWART et KRIER, 1978, pp.495 et 593. La littérature utilise également celle de *trading*. Voy. p.ex. HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.E-4.

²⁸ A propos du règlement de 1975 prévoyant les *compliance bubbles* (infra, 4.3) et du règlement de 1978 prévoyant le *netting* dans les zones conformes (*ibid.*, section 4), COOK, 1988, p.66, écrit que "(...) the conceptual seeds had been planted for bubbles, netting, and eventually more far reaching, broad-based reform". Dans un sens similaire, PEETERS, 1992, pp.199-200, relève la similitude conceptuelle existant entre le *netting* et l'idée d'un marché de droits de pollution.

des transferts destinés à minimiser les coûts de contrôle prescrits (supra, section 1 et infra, chapitre III, 3.2). En raison d'un problème d'information (supra, chapitre III, 5.4.2: information sur les coûts de contrôle respectifs des partenaires du marché), l'administration n'est pas en mesure d'identifier les partenaires des transferts les plus efficaces et de prescrire en conséquence des transferts optimaux du point de vue de la minimisation des coûts de contrôle. L'initiative privée des transferts solutionne alors ce problème d'information (*id.*: notion de relais du marché). Cette idée sera reprise ultérieurement, à l'occasion de l'étude de la nature des actes de transfert dans les marchés de pollution (actes privés ou actes mixtes, mais non actes publics, infra, chapitre IV, 4.4)²⁹. Dans le contexte de la présente problématique, l'on peut toutefois affirmer d'emblée que dans la mesure où l'*offset* correspond à des opérations de compensation obligatoires, il est étranger à la notion de marché proprement dite. En procédant par élimination, il convient alors de conclure que seul le concept de *bubble* au sens strict s'associe à celui d'un marché³⁰.

²⁹ L'idée selon laquelle tout transfert organisé par un règlement ne relève guère du concept de marché a été avancée par STEWART et KRIER, 1978. Au départ du projet d'extension des installations de la *Standard Oil Company of Ohio (SOHIO)* en 1978 dans l'Etat de Los Angeles (où les standards ambiants concernés par les émissions de cette firme n'étaient pas respectés), ils écrivent que des compensations d'émissions entre les installations proposées et les installations existantes auraient pu avoir lieu "*either as a result of state regulation, or private agreements between Sohio and existing sources under which Sohio would compensate such sources for the expense of additional controls*" (p.495, c'est moi qui souligne). "*Such private agreements would create a 'market' in transferrable pollution rights (...)*" (*id.*). Ces auteurs écartent l'idée d'un schéma réglementaire en la matière, et prouvent des initiatives privées: "*Market forces are likely to be a far superior means of deciding what forms of new economic development should occur in a region than the decisions of an air pollution regulatory agency*" (*ibid.*, p.595). Ce sont alors les lourdeurs de procédure de toute intervention publique qui sont reprochées à la forme réglementaire (et non pas, comme dans l'argument qui va suivre, l'idée selon laquelle l'administration est confrontée à un problème d'information qui ne peut être résolu que par recours à des initiatives privées). De fait, "*In 1979, SOHIO abandoned the entire project, citing regulatory burdens (...)*" (COOK, 1988, p.67).

³⁰ Et seuls les transferts *externes* relevant de ce concept (voy. la définition qu'en donne PEETERS, supra, 2.3.1).

4. LA JUSTIFICATION DE LA FLEXIBILITE: CROISSANCE ECONOMIQUE OU MINIMISATION DES COUTS D'OBSERVANCE ?

4.1. Des philosophies distinctes ?

Cette section a pour objet d'identifier les sources réglementaires des concepts décrits ci-dessus, de même que leurs enjeux politiques. Pour ce faire l'on pourrait suivre l'ordre chronologique des réglementations respectives, ainsi que l'a fait B.J.Cook³¹. Cette approche lui permet de révéler le contexte politique particulier dans lequel le programme d'*Emissions trading* a pris naissance et les changements spécifiques que la réforme régulatrice a provoqués au sein de l'EPA³². Il commence alors par décrire les mécanismes de compensation des *compliance bubbles* (NSPS) et de la politique d'*offset*, et montre comment ces mécanismes ont été étendus à l'application des normes d'émission dans le cadre du système de *bubble*³³. Au départ de son étude, on peut relever que les forces politiques ayant déclenché cette dernière transition ne sont pas les mêmes que celles qui avaient inspiré les politiques précédentes. Si les réglementations de l'EPA de novembre 1976 instituant le mécanisme d'*offset* avaient été prises au départ d'une initiative proprement administrative, celles de décembre 1979 organisant les *bubbles* ont trouvé leurs origines et leurs principaux appuis du côté de l'industrie sidérurgique³⁴. Dans le premier cas, l'administration a pris conscience que les dispositions du *Clean Air Act* de 1970 représentaient un obstacle à la croissance économique, car celles-ci prohibaient l'installation de sources nouvelles dans les zones non

³¹ COOK, 1988, chap.4.

³² "One purpose of this Emissions trading chronicle is to identify the *dramatis personae* in a small but important bureaucratic political drama. A second purpose is to trace the changes in personnel, organization, and political dynamics closely intertwined with the regulatory reform campaign in the agency and the effort to transform its organizational character". *Ibid.*, p.62.

³³ A propos de l'ordre chronologique, voy. la note 11.

³⁴ COOK, 1988, p.75.

conformes aux standards nationaux ("*growth ban*")³⁵. Dans le second cas, l'industrie recherchait l'obtention de règles plus flexibles lui permettant de minimiser les coûts représentés par l'application des standards d'émission³⁶.

En établissant la genèse des concepts du programme, l'étude citée révèle ces origines distinctes, et l'on peut considérer sur cette base que des philosophies différentes les justifient. Dans les deux cas, des tempéraments sont apportés à l'application des règles environnementales du *Clean Air Act*, et ces tempéraments vont dans le sens d'une protection d'intérêts économiques. Mais alors que le premier groupe de dispositions protège l'intérêt général à la croissance économique, le second groupe protège principalement les intérêts privés des entreprises polluantes visées par des normes d'émission. Dès lors, il serait justifié de parler à son propos de "capture réglementaire"³⁷. Ce diagnostic peut d'ailleurs s'appuyer sur l'observation de R.Stewart et de J.Krier, d'après lesquels c'est sous la pression, provenant de l'industrie, d'accroître la flexibilité en ce qui concerne la poursuite d'objectifs de contrôle de la pollution, que l'EPA s'est servi du concept de bubble³⁸.

La chronologie établie par B.J.Cook permet d'expliquer comment cette pression spécifique a pu s'exercer sur l'EPA, car il montre qu'elle était concomitante à l'avènement de l'administration Carter (1977)³⁹, à laquelle on peut attribuer les premiers développements de la "réforme régulatrice" (*regulatory reform*)⁴⁰. La réforme régulatrice est définie comme

³⁵ *Ibid.*, p.70. Ce problème avait d'ailleurs été initialement soulevé au niveau du Congrès, où les comités responsables de la révision du *Clean Air Act* avaient déjà commencé à chercher comment l'on pourrait introduire des exceptions au *growth ban* de 1970, afin de ne pas exclure la croissance économique dans les zones non conformes. *Ibid.*, p.67. A propos du *growth ban* de 1970, voy. supra, chap.I, 2.2.5.4.

³⁶ *Ibid.*, p.73.

³⁷ Pour des définitions de cette notion, voy. MAJONE, 1989, p.164; ROBERT, 1990, p.111; STIGLER, 1975, p.114; TEUBNER, 1984, pp.330-331.

³⁸ STEWART et KRIER, 1982, p.90.

³⁹ COOK, 1988, p.68.

⁴⁰ *Ibid.*, p.69; PEETERS, 1992, p.145.

la recherche d'une "réduction des coûts que la réglementation représente pour la société"⁴¹, et se centre dès lors "sur une analyse plus détaillée de la régulation en termes de raisonnement économique"⁴². Ce souci caractéristique de minimiser les coûts des destinataires de la réglementation permet de comprendre comment l'EPA a pu être sensibilisée à la pression décrite, et adopter la philosophie de flexibilité du concept de *bubble*. La politique d'*offset* avait été introduite préalablement, sous l'administration Ford⁴³, mais son motif économique était étranger à celui de la réforme régulatrice, puisqu'il ne consistait qu'à protéger l'objectif déjà traditionnel (et administrativement consacré) de la croissance. S'articulant autour de cette réforme, l'approche chronologique de Cook permet donc de constater que la politique de *bubble* ne possède pas la même justification que les politiques l'ayant précédée.

La divergence des philosophies respectives de ces politiques pourrait également être établie sur une base non plus chronologique, mais technique. L'on se basera pour ce faire sur la distinction des sources existantes et des sources nouvelles, qui a déjà été utilisée plus haut pour présenter les concepts du programme d'*Emissions trading* (supra, 2.2. et 2.3). La croissance économique suppose l'installation de *sources nouvelles* et peut recourir aux instruments que lui fournissent les concepts de *compliance bubble* et de *netting*. Quant aux mécanismes de compensation du système d'*offset*, ils précèdent obligatoirement toute installation d'une source nouvelle. Pour les *sources existantes* par contre, les mécanismes de compensation doivent permettre la réduction des coûts d'observance des normes d'émission, philosophie distincte de celle de la croissance. Afin de maintenir l'ordre amorcé précédemment, l'on commencera par présenter les règlements applicables aux sources existantes, pour passer ensuite aux sources nouvelles. Il ne s'agit donc pas d'une présentation chronologique, puisque les règles du *bubble*, qui s'appliquent aux sources existantes, ont été introduites au terme de l'évolution⁴⁴.

⁴¹ *Ibid.*, p.144.

⁴² COOK, 1988, p.69.

⁴³ *Ibid.*, p.68.

⁴⁴ Voy. la note 11.

Sur une base chronologique ou technique, on peut donc attribuer l'apparition des concepts du programme d'*Emissions trading* aux politiques respectives de la croissance économique et de la réduction des coûts d'observance. Ceci doit permettre de comprendre les enjeux des controverses juridictionnelles décrites dans ce chapitre, étant donné qu'elles ont été suscitées par les règlements prévoyant ces concepts. Mais en dépit de la divergence des philosophies les justifiant, ces règlements organisent tous des compensations entre les émissions respectives de plusieurs sources de pollution. La politique spécifique du *bubble* repose donc malgré tout sur la même idée que les politiques précédentes, qui représentent en quelque sorte ses "semences conceptuelles"⁴⁵. Pour cette raison, l'on peut considérer que la réforme régulatrice, porteuse du concept de *bubble*, a instrumentalisé les dispositifs de compensation préexistants au service de sa philosophie spécifique.

4.2. Le concept de *bubble* (déclarations de 1979 et de 1982)

Tel qu'il a été défini au sens strict (voy. supra, 2.3.1), ce concept a été annoncé par l'EPA dans son *policy statement* du 11 décembre 1979⁴⁶. Cette déclaration, promulguée par l'EPA dans le cadre de sa compétence d'approbation des plans étatiques de mise en oeuvre des standards fédéraux (chapitre I, 2.2.6), précise la mesure dans laquelle les Etats peuvent appliquer la notion au niveau de leurs plans de mise en oeuvre⁴⁷. La procédure prévue était cependant assez lourde, car elle prévoyait que chaque opération de compensation devait être approuvée individuellement par l'Etat compétent et par l'EPA, en tant que révision du *SIP* applicable⁴⁸. Elle était donc de nature à décourager les transferts⁴⁹, et fut critiquée à ce titre

⁴⁵ Pour se servir de l'expression de COOK, 1988, p.66 (supra, note 28).

⁴⁶ 44 FR (*Federal Regulations*) 71780 (11 décembre 1979), cité notamment in CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.411; PEETERS, 1992, p.191; STEWART et KRIER, 1982, p.92; COOK, 1988, p.76.

⁴⁷ PEETERS, 1992, p.191.

⁴⁸ Voy. STEWART et KRIER, 1982, p.92, qui signalent la complexité et la longueur de la procédure de révision des *SIP*. Selon M. Levin, chef de l'équipe de réforme régulatrice de l'EPA en 1980, la procédure d'obtention d'un *bubble* dure alors une année au moins, puisque telle est la durée minimale de la procédure de révision des *SIP* (cité in CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 242).

par le monde industriel. Cook signale qu'à l'occasion d'une conférence nationale sur la réforme régulatrice convoquée par l'EPA en septembre 1980, les représentants de l'industrie insistèrent sur le fait que l'exigence d'une révision du *SIP* était un obstacle majeur à l'approbation de *bubbles* "qui auraient épargné à l'industrie des millions de dollars en termes de coût de contrôle d'émissions"⁵⁰. La philosophie de la réforme régulatrice et les voix de l'industrie étaient donc bien présentes à propos de ce problème procédural particulier (voy. supra, 4.1). L'Etat du New Jersey réagit concrètement à ce problème en adoptant, dans un *SIP* de 1980, une procédure d'autorisation générale pour les compensations d'émissions de composants organiques volatils⁵¹. L'EPA approuva cette solution en 1981⁵², et annonça ensuite une "politique générale" (*generic policy*) en la matière: tant que les opérations individuelles de transfert se conformeraient aux critères étatiques généraux, elles ne devraient pas être approuvées individuellement⁵³. Cette politique générale a pris la forme d'une modification de la déclaration de 1979, apportée par l'*Interim Emissions Trading Policy Statement* du 7 avril 1982⁵⁴ (voy. infra, chapitre IV, 4.4 in fine).

⁴⁹ PEETERS, 1992, p.192 relève l'incertitude que généraient pour les entreprises les temps d'attente de cette procédure. CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.412, constate que "pour les installations soumises à des échéances imminentes de conformité, ce délai a exclu le recours à la politique de *bubble*". STEWART et KRIER, 1982, p.92, concluent que la procédure prévue "a découragé l'utilisation du *bubble*".

⁵⁰ COOK, 1988, p.76.

⁵¹ *Id.*

⁵² 46 FR 20551 (6 avril 1981), cité in PEETERS, 1992, p.192, note 202.

⁵³ STEWART et KRIER, 1982, p.92.

⁵⁴ 47 FR 15076 (7 avril 1982), cité in PEETERS, 1992, p.201, note 225.

4.3. Le concept de *compliance bubble*

4.3.1. Le règlement de 1975 sur l'industrie métallurgique non ferreuse⁵⁵

Ce règlement de l'EPA était relatif à l'application des standards de performance fédéraux pour les sources nouvelles (NSPS, chap.I, 2.2.1.3). Dans ce contexte fut formulé le concept de *compliance bubble* tel que défini plus haut: l'exigence globale du NSPS en termes d'émission pouvait être répartie entre les divers points d'émission de la source concernée (supra, 2.3.2). La section 7411 du *Clean Air Act*, qui prévoit les NSPS, définit aussi les sources (nouvelles) auxquels ceux-ci sont appelés à s'appliquer: "*The term 'stationary source' means any building, structure, facility, or installation which emits or may emit any air pollutant*" (s.7411(a)(3)). Dans le règlement précité, l'EPA réinterprète ce terme en y incluant "*any one or combination of the following: (1) Affected facilities; (2) Existing facilities; (3) Facilities of the type for which no standards have been promulgated in this part*"⁵⁶.

De la sorte fut élargie la définition de la section 7411(a)(3), car le concept de source pouvait alors également contenir une "combinaison" d'installations⁵⁷. L'installation d'un point d'émission au sein d'une même source ne déclencherait donc pas nécessairement l'application d'un NSPS, puisque ce point ne représenterait alors qu'une installation nouvelle et non une "source nouvelle" au sens de la section 7411(a)(3). Encore fallait-il que l'accroissement d'émission représenté par cette installation soit compensé par une réduction au niveau d'une autre installation de la source. En effet, la notion statutaire de source nouvelle comprend également les sources modifiées (s.7411(a)(2) et supra, chapitre I, 2.2.1.3), et le statut considère que tout changement d'une source accroissant ses émissions en représente une "modification" (s.7411(a)(4))⁵⁸. Dès lors, la réinterprétation de la notion de

⁵⁵ 40 FR 5846 (1975), cité notamment in CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 170.

⁵⁶ *Id.*

⁵⁷ PEETERS, 1992, p.187.

⁵⁸ "*The term 'modification' means any physical change in, or change in the method of operation of, a stationary source which increases the amount of any air pollutant emitted by such source or which results in the emission of any air pollutant not previously emitted*"

source nouvelle supposait aussi que les firmes souhaitant bénéficier d'un *compliance bubble* démontrent que les accroissements d'émission provenant de leurs nouvelles installations étaient compensées par des réductions d'émissions du côté de leurs installations existantes, et qu'il n'y avait dès lors pas de "modification". Le règlement de 1975 avait expressément formulé cette exigence⁵⁹. Les firmes désireuses de s'étendre allaient donc pouvoir soustraire leurs nouvelles installations à l'application des *NSPS*. Mais il leur faudrait alors procéder aux compensations nécessaires à maintenir le statu quo en termes d'émissions, afin que l'on ne puisse parler de source modifiée. Dans son règlement de 1975, l'EPA n'a cependant pas été aussi loin, car elle a précisé que sa nouvelle définition du concept de source limitait ses effets à l'élargissement de points d'émission existants. L'installation de points d'émission nouveaux, par contre, resterait soumise aux exigences des *NSPS*⁶⁰.

Ce règlement était de nature à encourager les entreprises à élargir leurs installations, puisque l'EPA leur offrait la possibilité de les soustraire aux restrictions d'émission prescrites par les *NSPS*. On pourrait y voir un souci de réduire les coûts qu'ils représentent pour les entreprises, dans la mesure où l'observation de leurs seuils d'émission impose l'adoption de technologies coûteuses⁶¹. Cette idée s'apparente donc à celle de la réforme régulatrice (supra, 4.1)⁶², mais elle possède la particularité de concerner les seules firmes qui élargissent leurs installations. Le règlement encourage ces élargissements, dans la mesure où les coûts représentés par l'application des *NSPS* peuvent être éludés (si les élargissements ne se traduisent pas par un accroissement du volume net des émissions). Pour cette raison, et du fait que les *compliance bubbles* se rattachent techniquement au régime des sources nouvelles, l'on

(s.7411(a)(4)).

⁵⁹ Cité in CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 175. Voy. également PEETERS, 1992, p.188.

⁶⁰ *Id.*; CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.405, note que "toutes les installations nouvellement construites restaient soumises aux *NSPS*, même si des réductions compensatoires avaient eu lieu du côté des autres installations". Voy. également LIROFF, 1986, pp.109-110.

⁶¹ Ainsi que l'a affirmé la cour *ASARCO* (supra), le système des *NSPS* impose pour toute modification l'adoption de technologies de contrôle avancées. Voy. *ibid.*, p.406.

⁶² GLASS, 1980, p.947, rapporte de surcroît que l'EPA a créé le concept de *compliance bubble* en réponse aux demandes du Département du commerce et à celles de l'industrie.

considérera que c'est davantage dans la philosophie de la croissance qu'ils trouvent leur justification.

4.3.2. *La décision ASARCO, Inc.v.EPA*⁶³

Cet incitant à la croissance s'accompagnait d'une garantie écologique, puisque le volume global des émissions des firmes élargissant leurs installations devait rester inchangé. Cette garantie ne parut cependant pas suffisante à la cour *ASARCO*, qui annula le règlement de 1975 pour ce motif notamment. Les juges considérèrent de fait qu'il contredisait l'objectif de protection et d'amélioration de la qualité de l'air du *Clean Air Act*. Des installations pouvaient alors s'élargir sans engager les technologies supposées pour les émissions réduites des *NSPS* (supra, chapitre I, 2.3). Ces technologies respectueuses de l'environnement ne devaient pas être mises en oeuvre au niveau des installations élargies: grâce au *compliance bubble*, il suffirait que leurs émissions soient compensées par des réductions proportionnelles du côté des points d'émission existants. C'est précisément cette idée de statu quo, permettant d'écarter l'application des *NSPS* et des technologies avancées qu'ils supposent, que la cour critiqua: alors que leur application "aurait pu se traduire par des réductions d'émission effectives en raison de la technologie de contrôle avancée requise pour toute modification, les nouvelles règles ne faisaient que maintenir le statu quo"⁶⁴.

Il ne semble pas qu'un tel argument soit la conséquence nécessaire du statut, puisque le règlement assurait formellement en tout cas le maintien de la qualité de l'air par cette exigence de statu quo. Il n'était donc a priori pas illégal, à tout le moins dans les zones conformes aux standards nationaux, pour lesquelles le statut se limite à cette exigence de maintien (et non d'amélioration, voy. chapitre I, 2.2.5.3). L'argument de la cour révèle donc un aspect relativement politique, car il requiert l'amélioration de la qualité de l'air même

⁶³ *ASARCO Inc. v. EPA*, 578 F.2d 319 (D.C.Cir.1978), décision citée notamment in CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 179; STEWART et KRIER, 1982, p.91; PEETERS, 1992, p.188.

⁶⁴ Argument du juge J.S.Wright, formulé au nom de la cour et rapporté par CALVO Y GONZALEZ, 1981, pp.405-406.

lorsqu'il ne s'agit pas d'une exigence formelle du statut⁶⁵. Cet argument constituait d'ailleurs la réponse au moyen de l'un des requérants, l'association de protection de l'environnement *Sierra Club*⁶⁶. La cour a donc exprimé une préoccupation écologique manifeste, qui l'a emporté sur l'objectif de croissance poursuivi par l'EPA.

Pourtant, l'association écologique *Sierra Club* n'était pas le seul requérant. La fabrique métallurgique *ASARCO* avait également attaqué le règlement de 1975, en défendant de son côté l'intérêt de la croissance économique, que le règlement avait déjà partiellement consacré en encourageant l'élargissement des installations industrielles. Ce deuxième requérant trouvait néanmoins qu'il n'y avait pas de raisons de limiter le *compliance bubble* à cette dernière hypothèse, et considérait qu'il devait également pouvoir être appliqué à l'installation de nouveaux points d'émission au sein d'une même source⁶⁷. L'intérêt sous-jacent à cet argument était bien entendu celui de la croissance économique, mais ce n'est pas sous cette forme qu'il fut reçu par la cour (à la différence de l'argument écologique qui précède). Son motif d'admission était plutôt logique que politique, et consistait à relever l'incohérence du règlement attaqué. Celui-ci avait en effet élargi le concept de source de manière à y inclure toute "combinaison" d'installations (supra, 4.3.1). La limitation des mécanismes de compensation du *compliance bubble* à l'élargissement d'installations existantes, affirmée d'autre part dans le même règlement (*id.*), n'était donc pas compatible avec l'élargissement général du concept de source qu'il avait commencé par autoriser. Du point de vue de la "cohérence interne"⁶⁸ du texte, il aurait également fallu admettre l'installation de points

⁶⁵ Et ceci en dépit de la considération d'après laquelle les objectifs du statut consistent à "*protecting and enhancing air quality*" (cité par CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.405). L'utilisation du "*and*" montre bien que la cour était consciente qu'il s'agissait bien de deux objectifs distincts et d'application spécifique du *Clean Air Act* (zones conformes et non conformes, chap.I, 2.2.5).

⁶⁶ PEETERS, 1992, p.188.

⁶⁷ *Id.*

⁶⁸ CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.406. L'EPA ne s'était en effet pas contentée d'exiger le statu quo des émissions, conformément à la définition statutaire des sources modifiées (s.7411(a)(4)). Si cette première exigence permettait en tout état de cause l'*élargissement d'installations existantes*, l'agence avait aussi réinterprété le concept de source comme combinaison d'installations, de telle sorte que des *installations nouvelles* auraient pu y être

d'émission nouveaux. Pour la cour, cette incohérence "ne pouvait manquer de jeter une confusion injustifiée et indésirable"⁶⁹. Mais à la différence de l'argument précédent, l'arrière-plan politique de la croissance économique, qui justifiait l'intérêt du requérant, ne fut pas repris dans la décision proprement dite.

Un autre motif formel justifia l'annulation du règlement de 1975: la cour *ASARCO* reçut l'argument de l'association *Sierra Club*, qui s'était en outre prévalu de l'incompétence de l'*EPA* à modifier, ainsi qu'elle l'avait fait, la définition statutaire de la notion de source (voy. supra, 4.3.1)⁷⁰.

4.3.3. La disparition du *compliance bubble*

La décision *ASARCO*, qui avait donc fait prévaloir l'objectif écologique de l'amélioration de la qualité de l'air sur celui de la croissance économique, a provoqué la disparition du concept de *compliance bubble*: à la suite de cette décision, l'*EPA* a rétracté le règlement de 1975 et n'a plus tenté de réintroduire le mécanisme de *bubble* dans le cadre du régime des *NSPS*⁷¹. Par contre, ses tentatives furent couronnées de succès dans le cadre d'autres politiques environnementales du statut, ainsi que le montrent les développements qui suivent.

inclues. En d'autres termes, "Le règlement avait réinterprété la notion de 'source' extensivement en ce qui concerne les modifications, mais restrictivement en ce qui concerne les installations nouvellement construites" (*id.*).

⁶⁹ *Id.*

⁷⁰ CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.405, cite la cour: "The regulations plainly indicate that the EPA has attempted to change the basic unit to which the NSPS's apply from a single building, structure, facility or installation - the unit prescribed in the statute - to a combination of such units. The agency has no authority to rewrite the statute in that fashion".

⁷¹ *Ibid.*, p.406; STEWART et KRIER, 1982, p.91.

4.4. Le concept de *netting* dans les zones conformes aux standards ambiants

4.4.1. Le règlement de 1978 sur la prévention de la détérioration de la qualité de l'air⁷²

Comme on l'a vu précédemment (chapitre I, 2.2.1.3 et supra, 2.3.3), la politique de prévention de la détérioration de la qualité de l'air du *Clean Air Act* assortit l'octroi de permis de construction et d'émission aux sources nouvelles ou modifiées de trois conditions (limitation de leurs émissions, étude d'impact et condition technologique de la *BACT*). Consacré par le règlement précité, le concept de *netting* permet d'écarter ces exigences lorsque leur fonctionnement ne se traduit pas par des émissions accrues de l'entreprise concernée. Comme dans l'hypothèse précédente (supra, 4.3.1), l'EPA y a interprété les concepts de source et de modification de la section 7411(a) du statut⁷³.

Le règlement de 1978 réinterprète la notion de source de la manière suivante: "*Source means any structure, building, facility, equipment, installation (or combination thereof) which is located on one or more contiguous or adjacent properties and which is owned or operated by the same person (or by persons under common control)*"⁷⁴. Cette définition devait permettre aux entreprises d'élargir leurs installations sans que ces élargissements ne représentent nécessairement des sources "nouvelles": une même source pouvait en effet recouvrir une "combinaison" d'installations. Mais étant donné la définition statutaire de la notion de source nouvelle, qui comprend aussi les sources modifiées (s.7411(a)(2) et supra, chapitre I, 2.2.1.3), il fallait également que les accroissements d'émission représentés par les élargissements soient compensés par des réductions au niveau des autres installations des sources concernées. Le règlement de 1978 avait expressément formulé cette exigence⁷⁵, en

⁷² 43 FR 26380 (1978), cité notamment in CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 196.

⁷³ Les définitions de cette section, qui concerne les *NSPS*, sont également applicables dans le contexte de la politique de *PSD*. *Ibid.*, p.407; GLASS, 1980, p.955.

⁷⁴ Cité in PEETERS, 1992, p.190, note 193.

⁷⁵ *Id.*

réinterprétant la notion de modification de façon similaire au règlement de 1975⁷⁶. Des réductions compensatoires du côté des points d'émission existants permettraient d'écarter les exigences statutaires conditionnant l'octroi de permis aux sources nouvelles majeures⁷⁷. Celles-ci n'auraient été d'application que si la différence des réductions et des augmentations respectives s'était soldée d'une augmentation d'émissions de telle importance que la source dans son ensemble aurait dû être considérée comme majeure (voy. chapitre I, 2.2.1.3)⁷⁸. Par contre, aucun permis ne serait exigé pour les élargissements ne représentant que des accroissements d'émission insignifiants de ce point de vue, ou survenant dans une source préalablement considérée comme majeure.

Par cette technique de *netting*, le règlement de 1978 a donc permis aux sources nouvelles d'éviter l'application du régime statutaire de prévention de la détérioration de la qualité de l'air. Si l'on s'interroge sur l'enjeu de ce règlement, on peut y voir, comme dans l'hypothèse précédente, un incitant à la croissance économique. Cette conclusion provient également du fait qu'il donne la possibilité d'éviter les coûts d'une politique environnementale, mais qu'il la réserve à la catégorie des sources nouvelles (supra, 4.3.1).

A. Glass a pu constater que l'observation des dispositions relatives au régime préventif en question représente pour tout projet de construction des dépenses, du temps et de l'incertitude⁷⁹. Tout d'abord, la *procédure* normalement prévue pour l'octroi des permis requis lors de la construction de sources nouvelles (ou de l'élargissement de sources existantes) prend du temps: une analyse des données relatives à la qualité de l'air doit être entamée un an avant la date de leur demande, afin de s'assurer que les émissions des installations proposées n'excéderont pas les limites nécessaires au respect des règles

⁷⁶ Voy. la note 29.

⁷⁷ En effet, la distinction du caractère majeur ou mineur d'une source tient au volume quantitatif de ses émissions. Voy. la note 57 du chapitre I.

⁷⁸ Alors que tel n'aurait pas été le cas préalablement, c'est-à-dire si la source était mineure avant l'élargissement (et les augmentations d'émissions qu'il représente). Voy. PEETERS, 1992, p.190.

⁷⁹ GLASS, 1980, p.956.

quantitatives de qualité de l'air fixées par le statut (s.7475(e)(1) et (2) et supra, chapitre I, 2.2.1.3). L'attente des résultats de cette analyse génère également de l'incertitude. Un autre facteur d'incertitude survient après la formulation de la demande de permis, une fois entamée la procédure d'octroi proprement dite, car celle-ci comporte une audience publique devant permettre à toute personne intéressée de faire part de ses observations relativement à cet octroi (s.7475(a)(1)). Ensuite, les trois *conditions de fond* de l'obtention des permis (chapitre I, 2.2.1.3, 2.3 et supra, 2.3.3) entraînent nécessairement certaines dépenses de la part des entreprises qui les obtiennent. Les limitations d'émission requises et l'usage de la *BACT* demandent l'engagement de technologies coûteuses⁸⁰, et l'étude d'impact signifie de son côté des coûts d'expertise qui peuvent être considérables (s.7475(d)(2)(C)). Enfin, des coûts de surveillance peuvent être enregistrés une fois le permis obtenu et la source construite: le propriétaire de cette source doit en effet accepter⁸¹ de procéder au contrôle susceptible d'être requis pour déterminer l'effet de son fonctionnement sur la qualité de l'air (s.7475(a)(7)). Tous ces inconvénients, tenant à la durée, à l'incertitude et aux coûts générés par les règles statutaires de protection de la qualité de l'air, peuvent être évités grâce au *netting*. Cette technique devait donc encourager⁸² la construction de sources nouvelles et l'élargissement de sources existantes, qui sont normalement soumis à ces exigences environnementales, et favoriser du fait même la croissance économique.

La lecture du statut confirme par ailleurs cette observation. La partie C, qui concerne la politique de *PSD*, au sein de laquelle prend place le concept de *netting* du règlement de 1978, commence par déclarer ses objectifs (s.7470: "*Congressional declaration of purpose*"). La plupart des objectifs déclarés sont écologiques (maintien de la qualité de l'air et protection des valeurs qui y sont associées, voy. les parties (1), (2), (4) et (5) de cette section). Comme on vient de le démontrer, c'est alors l'idée de croissance économique (et non celle de réduction des coûts d'observance des normes environnementales, comme dans le cas du *bubble*, voy. supra, 4.2.1), qui justifie la flexibilité constitutive du *netting*. Le statut mentionne

⁸⁰ *Ibid.*, p.950.

⁸¹ Cet accord doit être donné à l'avance, durant la procédure d'octroi des permis.

⁸² STEWART et KRIER, 1982, p.91, écrivent que l'application du régime normal est de nature à "décourager" l'expansion des sources.

explicitement l'idée de croissance, mais en rappelant la cohérence nécessaire de tout régime d'application avec les objectifs écologiques déclarés. C'est ce que montre la partie (3) de la section 7470, qui précise que l'objectif du régime de PSD est entre autres le suivant: "*to insure that economic growth will occur in a manner consistent with the preservation of existing clean air resources*"⁸³.

4.4.2. La décision *Alabama Power Co. v. Costle*⁸⁴ et le règlement de 1980 sur la prévention de la détérioration de la qualité de l'air

Tout comme le règlement de 1975 prévoyant le *compliance bubble*, le règlement de 1978 sur le *netting* avait donc réinterprété la notion de source figurant dans le statut. Ce règlement fut attaqué en justice par des associations de protection de l'environnement⁸⁵. Mais alors que la décision *ASARCO* avait annulé le règlement de 1975, le règlement de 1978 connût un sort plus favorable, car sa définition du concept de source fut considérée quant à elle comme conforme au *Clean Air Act*. Ainsi que le montre la section précédente, l'EPA n'a pas alors réinterprété directement le concept de source *lui-même*⁸⁶, en y incluant des "combinaisons" d'installations (comme dans le règlement de 1975, voy. supra, 4.3.1)⁸⁷. Mais elle a défini les *composantes* possibles de ce concept (structure, construction, installation, ...).

⁸³ C'est moi qui souligne. Il importe de remarquer qu'une telle référence à la croissance économique fait défaut dans la partie du statut qui organise les *NSPS*.

⁸⁴ *Alabama Power v. Costle*, 636 F.2d 323 (D.C.Cir. 1979), décision citée notamment in CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 194; STEWART et KRIER, 1982, p.91; PEETERS, 1992, p.190.

⁸⁵ PEETERS, 1992, p.190.

⁸⁶ Ce qui avait justifié l'annulation du règlement de 1975, au motif de l'incompétence de l'EPA à modifier le statut.

⁸⁷ La formulation de la définition montre bien que c'est le concept de source lui-même qui en fait l'objet: "*Stationary source means any building, structure (...) which emits (...) and which contains any one or combination of (...)*". Cité in PEETERS, 1992, p.187, c'est moi qui souligne.

en précisant que celles-ci pouvaient comprendre une combinaison d'installations⁸⁸. C'est la raison pour laquelle la cour *Alabama Power* a considéré que l'EPA n'avait pas excédé ses compétences⁸⁹, et que son règlement de 1978 était conforme au statut⁹⁰.

Il faut pourtant bien reconnaître que les règlements de 1975 et de 1978, respectivement mis en cause dans les affaires *ASARCO* et *Alabama Power*, ne présentaient pas de grandes différences. "En fait, ces règlements étaient fonctionnellement identiques. Tous deux avaient promulgué le concept de *bubble* en redéfinissant la notion de 'source stationnaire' pour y inclure une combinaison d'installations"⁹¹. La cour *Alabama Power* reconnut d'ailleurs explicitement que sa décision semblait incohérente par rapport à la décision *ASARCO*⁹², et

⁸⁸ Cette fois, le concept de source ne fait plus directement l'objet de la définition administrative: "*Source means any structure, building (...) (or combination thereof) (...)*". Cité in PEETERS, 1992, p.190, c'est moi qui souligne.

⁸⁹ A la différence de la cour *ASARCO*, qui avait annulé le règlement de 1975 notamment en raison de l'incompétence de l'EPA (supra, 4.3.2). GLASS, 1980, p.957, rapporte que "(...) la cour a appliqué la jurisprudence *ASARCO* pour statuer sur le règlement de l'EPA définissant le concept de source dans le cadre des dispositions de prévention de la détérioration significative. Néanmoins, elle a signalé que l'EPA n'avait pas à interpréter les quatre termes définissant une 'source' - construction, structure, aménagement ou installation - aussi restrictivement que seules y soient incluses les sources industrielles ponctuelles, telles les cheminées. La cour a considéré en particulier que l'EPA pouvait raisonnablement définir l'un de ces termes comme comprenant un ensemble de points d'émission". C'est moi qui souligne.

⁹⁰ PEETERS, 1992, p.190; GLASS, 1980, p.957: "La cour conclut que la jurisprudence *ASARCO* n'avait limité la discrétion de l'EPA à interpréter les composantes statutaires de la notion de source qu'en exigeant qu'elle procède à une application raisonnable du statut". La notion d'application raisonnable du statut a été rapportée par la cour à ses contextes politiques spécifiques: *NSPS* fédéraux pour les sources nouvelles d'une part, et politique de *PSD* d'autre part. Dans le cas des *NSPS*, la cour a considéré que "*the legislative history of new source performance standards supports considering plants as single source*" (cité in *ibid.*, note 64). Par contre, dans celui de la *PSD*, l'extension de ce concept à une "combinaison" de points d'émission serait légitime: le Congrès l'aurait en effet clairement envisagée (*ibid.*, p.957). Au départ de ces références aux origines législatives respectives des *NSPS* et de la *PSD*, la cour a affirmé que "*ASARCO dealt with significantly different regulation and statutory purpose*" (cité in *ibid.*, note 65). Ceci se serait répercuté sur les compétences d'application de l'EPA.

⁹¹ *Ibid.*, pp.958-959.

⁹² CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.408, se réfère au dispositif de la cour.

cette équivalence fonctionnelle en est probablement la raison. La distinction de la définition directe du concept de source et de celle de ses composantes s'avère dès lors relativement factice. Mais au lieu de s'écarter délibérément de la jurisprudence *ASARCO*, la cour a tenté de distinguer le *compliance bubble* du *netting* dans les zones conformes, concepts respectivement consacrés par les règlements attaqués.

La cour a notamment trouvé un facteur de distinction dans la différence des objectifs respectifs de la section 7411 (*NSPS*) et de la partie C (*PSD*) du statut⁹³. Dans ce dernier cas, celui de la politique du maintien de la qualité de l'air, l'objectif du statut est notamment, d'après les termes mêmes de la Déclaration des objectifs du Congrès, le suivant: "*to assure that any decision to permit increased air pollution in any area to which this section applies is made only after careful evaluation of all the consequences of such a decision (...)*" (s.7470(5)). Rappelons que l'un des autres objectifs déclarés est celui de la croissance économique (s.7470(3), *supra*, 4.4.1 *in fine*). La règle qui vient d'être citée se présente dès lors comme une limitation de cette croissance, justifiée par la nécessité du maintien de la qualité de l'air dans les zones conformes: c'est la raison pour laquelle tout accroissement de la pollution y est soumis à des conditions restrictives ("*only after ...*")⁹⁴ ou, en d'autres termes, à une réglementation. Ainsi qu'on l'a montré, le règlement de 1978 organisant le *netting* cherchait à favoriser la croissance économique en permettant aux sources nouvelles d'échapper à l'application des règles qui leur sont en principe destinées par le statut (*supra*, 4.4.1).

La cour a toutefois considéré que la limitation à la croissance de la section 7470(5)

⁹³ Voy. la note 89, qui montre que la cour s'est basée sur la différence de ces objectifs législatifs pour interpréter la compétence d'application de l'EPA dans l'un et l'autre cas.

⁹⁴ Etant donné l'objectif écologique du statut, qui a la priorité. GLASS, 1980, note 72, relève que "Les dispositions du statut mettent l'accent sur la préservation de la qualité de l'air face à la croissance économique, qui est inévitable, mais n'ont pas pour objet de promouvoir cette croissance. Si le Congrès a fait mention de la croissance économique, ce n'est que parce qu'il voulait solutionner le problème spécifique de l'expansion disproportionnée des régions conformes, puisque le statut de 1970 ne limitait pas cette expansion". On a montré plus haut que la politique du maintien de la qualité de l'air du *Clean Air Act* de 1977 avait apporté des limitations à l'installation de sources nouvelles dans les zones conformes, afin de protéger l'égalité des chances de croissance économique des Etats (chap.I, 2.2.5.3).

n'était pas applicable au règlement de 1978, au motif que l'on ne pouvait y voir une "décision permettant une pollution atmosphérique accrue". De fait, le *netting* suppose que le volume total des émissions de la firme qui le met en oeuvre reste constant (supra, 2.3.3). Et pour la cour, la section 7470(5) montrait clairement que le Congrès ne voulait réglementer que les accroissements d'émission nets d'une firme⁹⁵. En d'autres termes, l'illégalité du *netting* n'aurait pu être déduite de la limitation statutaire de la politique de croissance économique: si tout accroissement d'émissions est soumis à une réglementation, on peut dire a contrario qu'il n'existe pas d'obligations juridiques spécifiques lorsque les modifications des installations d'une firme ne se soldent pas d'émissions accrues. Dès lors, le règlement de 1978 était conforme au statut, car le dispositif de la section 7470(5) n'y était pas applicable. Au départ de la consécration statutaire de la politique de croissance économique dans les zones conformes, considérée comme applicable en l'espèce, la cour *Alabama Power* a donc consacré la légalité du *netting*. D'après ses propres termes, celui-ci répondait au besoin d'une "planification efficiente et flexible"⁹⁶. L'argument implicite consistait à dire que la section 7411 du statut (*NSPS*), par contre, ne faisait pas mention de la croissance économique: dépourvu d'une telle garantie statutaire, le règlement de 1975 prévoyant le *compliance bubble* n'aurait donc pu être qu'illégal. C'est en se basant sur cette différence des politiques statutaires constituant les arrière-plans respectifs du *compliance bubble* et du *netting* dans les zones conformes que le cas *Alabama Power* fut distingué du cas *ASARCO*⁹⁷.

A.W.Glass⁹⁸ a relevé le caractère injustifié de cette distinction, et a critiqué pour cette raison la décision *Alabama Power*. D'après lui, l'objectif de la croissance économique a valeur de principe, et ne doit pas faire l'objet d'une stipulation explicite du Congrès: toute réglementation devrait normalement l'encourager par des dispositions efficaces du point de vue des coûts qu'elles représentent et par des planifications flexibles. Dès lors, l'absence d'une référence expresse à la croissance dans le contexte de la section 7411 du statut (*NSPS*)

⁹⁵ *Ibid.*, p.960.

⁹⁶ *Ibid.*, p.959.

⁹⁷ *Ibid.*, p.960.

⁹⁸ *Ibid.*, note 72.

ne signifierait pas que l'administrateur est dispensé d'y veiller, et les dispositions qu'il adopte ne seraient certainement pas illégales du fait qu'elles répondent à cette préoccupation. Or c'est implicitement parce que l'arrière-plan statutaire du *compliance bubble* ne mentionnait pas la croissance économique que la cour *Alabama Power* l'a considéré comme illégal - à la différence du *netting* dans les zones conformes, dans le cas duquel le caractère exprès de cette mention avait été constitutif de la légalité du règlement de 1978. Pour A.W.Glass, cette distinction n'est pas fondée, car le Congrès a pour principe d'encourager la croissance économique: celle-ci n'est alors interdite qu'exceptionnellement et expressément⁹⁹. —

La jurisprudence a donc réservé un sort favorable au règlement de 1978 consacrant le *netting*, alors qu'elle ne l'avait pas fait pour le règlement de 1975 consacrant le *compliance bubble*. La différence de ces dispositifs s'avère relativement contingente eu égard au statut, car il a été montré que celui-ci n'excluait pas non plus une réglementation flexible et favorable à la croissance économique en matière de NSPS (*compliance bubble*). Que ce motif n'ait pas été utilisé dans la décision *ASARCO* alors qu'il l'ait bien été dans la décision *Alabama Power* ne s'explique donc que pour une raison étrangère au statut¹⁰⁰: "Après *Alabama Power*, la jurisprudence semble avoir changé sa position quant à la *désirabilité* du concept de *bubble*"¹⁰¹. Si l'on retourne un instant à la décision *ASARCO*, l'argument renforce encore son caractère contingent: en dépit de son interprétation extensive de la notion

⁹⁹ "Là où le Congrès a voulu interdire la croissance économique, il l'a dit de manière non ambiguë" (*id.*). Ce fut le cas pour les zones non conformes, avant 1977 (*growth ban*, voy. supra, chap.I, 2.2.5.4).

¹⁰⁰ Pour autant que l'on suppose vraie l'affirmation de GLASS, *id.*, d'après laquelle la protection de la croissance économique est le principe et son interdiction l'exception (expressément stipulée). S'il s'agit là d'une règle statutaire que la cour n'a pas appliquée, elle a voulu donner à sa décision une autre base statutaire, celle des amendements de 1977 consacrant la politique d'*offset* (infra, 4.6). Sur cette base, elle a considéré que le Congrès avait implicitement ratifié le concept de *bubble* (*ibid.*, p.959) et que le mécanisme particulier du *netting* était dès lors statutairement avalisé. Glass a critiqué cette motivation en y voyant une déduction injustifiée: "Puisque cette confirmation du Congrès est intervenue *après* l'adoption du concept de *bubble* par l'EPA pour les NSPS (1975) et *avant* qu'elle ne l'introduise dans le cadre de la PSD (1978), il fallait inverser la jurisprudence *ASARCO*, mais non y trouver un appui pour le dispositif *Alabama Power*" (*id.*). Pour Glass donc, la décision *Alabama Power* est doublement dépourvue de base statutaire.

¹⁰¹ *Ibid.*, p.960, c'est moi qui souligne.

d'amélioration de la qualité de l'air (supra, 4.3.2), elle n'a pas appliqué le principe qui vient d'être décrit, alors qu'elle aurait très bien pu le faire. Cette décision a donc pris ses distances par rapport au statut, et s'apparente du fait même à la décision *Alabama Power*. Pourtant, leurs dispositifs s'opposent, puisqu'elles n'ont pas réservé le même sort à la protection de la croissance économique, constituant l'objectif du règlement de 1975 autant que du règlement de 1978.

La décision *Alabama Power* fut suivie d'un nouveau règlement de l'EPA sur la prévention de la détérioration de la qualité de l'air, datant de 1980¹⁰². Ce règlement fait usage du concept de *bubble* pour déterminer si l'installation ou la modification de points d'émission doit faire l'objet des contrôles prévus pour les sources nouvelles (voy. supra, 4.4.1). Il adopte la technique de définition du concept de source entérinée par la cour, en le rapprochant de celui d'"usine" (*plant*)¹⁰³.

¹⁰² 45 FR 52676 (1980), cité in CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 207.

¹⁰³ Pour la définition du concept de source par le règlement de 1978, voy. supra, 4.4.1: celui-ci s'était servi de parenthèses, ce qui pouvait malgré tout laisser supposer que l'idée de "combinaison" de points d'émission se trouvait au niveau du concept lui-même et non à celui de ses composantes ("*Source means (...) (or combination thereof) (...)*") (*id.*). A propos de la compétence de définition de l'EPA, voy. la note 70. Le règlement de 1980 abandonne cette formulation en définissant une "source" comme une "usine" (*plant*). Un permis n'est alors requis que si les émissions nettes de cette usine augmentent (CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.408). A première vue, il faut bien reconnaître qu'il n'y a guère de différence marquante entre cette dernière définition et celle de 1978. Pourtant, la différence peut se comprendre si l'on se tourne vers le dispositif même de la décision *Alabama Power*. D'après la section 7411(a)(2) du statut, les composantes du concept de source peuvent être des "constructions", des "structures", des "aménagements" ou des "*installations*". La cour a considéré que ces composantes pouvaient recouvrir un ensemble de points d'émission (voy. la note 89). En citant son dispositif, CALVO Y GONZALEZ rapporte que "l'EPA peut définir une 'installation' comme une 'usine', et mettre en oeuvre de la sorte le concept de *bubble*" (*id.*). La formule du règlement de 1980 serait donc une formule raccourcie, exprimant l'équation suivante: source = installation = usine. Le détour par la notion d'installation n'apparaît pas dans le règlement de 1980, mais il est essentiel pour comprendre comment la cour *Alabama Power* a pu justifier la légalité du *netting*. Il permet également de comprendre la différence de la définition du règlement de 1980 par rapport à toute définition *directe* du concept de source, pour laquelle l'EPA n'est pas compétente. Le détour par la notion d'installation serait donc implicite dans le règlement de 1980. Telle est du moins la conséquence qu'il faut tirer du constat d'après lequel ce règlement "a suivi les directives de la cour" (*id.*).

4.5. Le concept de *netting* dans les zones non conformes aux standards ambiants

4.5.1. Le règlement de 1981 sur les zones non conformes¹⁰⁴

Comme on l'a vu précédemment (chapitre I, 2.2.1.3, 2.3 et supra, 2.3.4), la politique d'amélioration de la qualité de l'air du *Clean Air Act* assortit l'octroi de permis de construction et d'émission aux sources nouvelles ou modifiées de deux conditions (limitation de leurs émissions conformément aux règles de la politique d'*offset* et standard technologique du *LAER*). Comme dans l'hypothèse précédente, le *netting* crée un régime d'exception, dans la mesure où les firmes qui s'en servent échappent à ces conditions statutaires. Le règlement précité en fait bénéficier les firmes des zones non conformes voulant installer de nouveaux points d'émission: lorsque leurs émissions globales restent constantes, les conditions d'obtention des permis requis en principe pour la construction ou la modification des sources majeures ne trouvent pas à s'appliquer¹⁰⁵.

Adopté sous l'influence des "réformateurs" de l'administration Reagan¹⁰⁶, ce règlement n'était pourtant pas sans précédent: en 1979, l'administration Carter avait promulgué un règlement similaire¹⁰⁷, mais d'application doublement limitée par rapport à celui de 1981. Premièrement, le *netting* n'avait été autorisé que pour la modification d'installations existantes, mais non pour la construction d'installations nouvelles¹⁰⁸. Deuxièmement, il n'avait pas été admis pour écarter les limitations d'émissions découlant de la politique d'*offset* fédérale, c'est-à-dire de celle dont le champ d'application était défini par l'EPA. Ce n'est qu'aux (éventuelles) limitations étatiques que le règlement de 1979 avait donc

¹⁰⁴ 46 FR 50766 (17 octobre 1981), cité notamment in PEETERS, 1992, p.196.

¹⁰⁵ *Id.*

¹⁰⁶ *Ibid.*, p.195; STEWART et KRIER, 1982, p.92.

¹⁰⁷ 44 FR 3274 (16 janvier 1979), cité notamment in PEETERS, 1992, p.92.

¹⁰⁸ CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 221.

ouvert des dérogations¹⁰⁹.

En 1980 cependant, l'EPA est revenue sur cette autorisation par un règlement mettant fin à l'utilisation du *netting* par les Etats¹¹⁰. Cette démarche a pris la forme d'une "double définition" du concept de source, que les Etats devaient obligatoirement adopter dans leurs politiques d'octroi de permis. D'après cette double définition, l'on entendait par "source" un groupe de points d'émission autant qu'un point d'émission particulier¹¹¹. Les contrôles normalement prévus pour les sources nouvelles dans les zones non conformes trouveraient donc à s'appliquer même si leur installation ne correspondait pas à un accroissement d'émission net: il suffirait alors qu'un nouveau point d'émission soit construit. La doctrine a relevé l'incohérence de cette double définition du concept de source par rapport aux définitions admises par la jurisprudence dans les décisions *ASARCO* et *Alabama Power*¹¹².

¹⁰⁹ La politique d'*offset* peut être fédérale ou étatique (*ibid.*, p.409). L'auteur rapporte la politique d'*offset fédérale* à la notion de "modification majeure" (*ibid.*, note 218), parce que les limitations d'émission dictées par cette politique trouvent à s'appliquer aux modifications "majeures" telles qu'elles sont définies par l'EPA (voy. la note 57 du chapitre I). En d'autres termes, le champ d'application de l'*offset* fédéral dépend de la définition de la notion de source majeure donnée par l'EPA. Le fonctionnement de toute source de ce type suppose la délivrance d'un permis d'émission, qui limite quantitativement les émissions admissibles conformément aux règles de la politique d'*offset* (exigence de progrès raisonnable dans la zone concernée, supra, chap.I, 2.2.1.3). Les modifications "mineures" de ce point de vue fédéral n'ont pas obligatoirement besoin d'un permis selon le statut, mais rien n'empêche les Etats de les requalifier comme modifications "majeures" ou, en d'autres termes, d'étendre la portée de cette notion (*ibid.*, 2.2.4). En conséquence, de nouvelles modifications sont soumises à l'exigence d'un permis et, du fait même, aux limitations d'émissions corrélatives à la politique d'*offset*. Mais il s'agit alors d'une politique d'*offset étatique*, dans la mesure où son application est décidée par l'Etat concerné et non plus par l'EPA.

¹¹⁰ 45 FR 52676 (7 août 1980), cité notamment in PEETERS, 1992, p.195. Entretemps, l'EPA avait proposé, en septembre 1979, de limiter le *netting* aux zones régies par un plan de mise en oeuvre "complet", c'est-à-dire assurant l'atteinte des standards ambiants dans le respect des délais fixés par le statut. A propos de ces délais, voy. les notes 70 et 125. En ce qui concerne cette proposition et la notion de plan de mise en oeuvre complet, voy. GLASS, 1980, note 109 et p.972. Le règlement de 1980 dont il est question ne reprend pas cette distinction des zones dotées ou non d'un plan complet, car il met fin au *netting* dans les deux cas (*ibid.*, p.970).

¹¹¹ *Id.*; CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 226.

¹¹² *Id.*

De celles-ci résultait en quelque sorte une "définition unique" du concept, qui pourrait s'exprimer dans les termes d'un volume d'émissions déterminé. Lorsque ce volume restait constant, l'on ne pouvait parler d'une source "nouvelle" sujette à l'application de règles environnementales spécifiques. Sous cette condition, la construction d'un nouveau point d'émission échappait aux contrôles prévus, n'étant pas représentatif d'une "source". L'EPA, quant à elle, n'ignorait pas cette incohérence apparente, mais elle l'a justifiée de deux façons. Tout d'abord, elle a situé sa définition dans son contexte statutaire spécifique, pour préciser qu'elle correspondait aux objectifs de la section du statut relative aux zones non conformes¹¹³. Ensuite, elle a cherché à rendre sa double définition compatible avec celle du règlement de 1980 sur la prévention de la détérioration de la qualité de l'air précité (supra, 4.4.2 in fine). Par l'intermédiaire de la notion d'installation, celui-ci avait établi une équation entre le concept de source et celui d'usine. Dans sa double définition, l'EPA a précisé que si une usine pouvait représenter une source, elle pouvait aussi "contenir des sources plus petites"¹¹⁴. C'est dans l'hypothèse de cette seconde possibilité de définition que pouvait prendre place l'élimination du *netting*: des points d'émission particuliers étaient alors constitutifs des "sources" dont la construction appelait l'application de règles que le *netting* avait précisément cherché à écarter.

Mais en 1981, l'EPA changea de position en adoptant un dispositif opposé, car elle autorisa définitivement¹¹⁵ la pratique du *netting* dans les zones non conformes. Elle leva par ailleurs les deux restrictions auxquelles le règlement de 1979 l'avait soumise. En conséquence, le *netting* pouvait être mis en oeuvre pour la modification d'installations existantes tant que pour la construction d'installations nouvelles. D'autre part, il permettait d'écarter les règles

¹¹³ *Id.*

¹¹⁴ "The plant itself is a source, not a combination of sources, although it may contain smaller sources" (règlement du 7 août 1980, cité par CALVO Y GONZALEZ, 1981, note 226).

¹¹⁵ Les deux règlements précédents n'avaient pas de statut définitif et constituaient des propositions (*ibid.*, p.410 et GLASS, 1980, pp.969-970). Le règlement de 1981 constituait la version finale de la politique de *netting* dans les zones non conformes, ce pourquoi on a pu l'attaquer en justice (STEWART et KRIER, 1982, p.92).

de l'*offset* étatique tant que celles de l'*offset* fédéral¹¹⁶.

4.5.2. La thèse de l'inapplicabilité du *netting* dans les zones non conformes

Formulée par l'EPA elle-même en 1980¹¹⁷ tant que par une partie de la doctrine¹¹⁸ et par une décision judiciaire de 1982¹¹⁹, cette thèse s'est appuyée sur l'objectif qu'avait poursuivi le Congrès en organisant le régime des zones non conformes. A la supposer fondée, le règlement de 1981 libéralisant le *netting* dans ces zones ne résulterait donc pas directement du statut. Il aurait alors pu trouver un appui du côté de la politique, ce que confirme la mutation administrative de 1981 (avènement de l'administration Reagan). La Cour Suprême elle-même a suivi cette mutation en 1984¹²⁰, en justifiant le mécanisme au nom de la nécessité de la croissance économique: "*We hold that the EPA's definition of the term 'source' is a permissible construction of the statute which seeks to accomodate progress in reducing air pollution with economic growth*"¹²¹. La thèse doctrinale de l'inapplicabilité du *netting* dans les zones non conformes est développée dans la présente section. La section suivante montrera comment l'argument de la croissance économique a pu prendre place dans le contexte de la politique environnementale d'assainissement des zones non conformes.

¹¹⁶ CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.410.

¹¹⁷ Le règlement du 7 août 1980 (note 110) mettant fin à l'utilisation du *netting* avait expressément affirmé qu'il était "clairement plus conforme à l'intention du Congrès" que celui de 1979 (cité in STEWART et KRIER, 1982, p.92 et CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.410).

¹¹⁸ GLASS, 1980, pp.970-975.

¹¹⁹ *Décision Natural Resources Defense Council v. EPA*, 685 F.2d 718 (D.C.Cir. 1982), citée in PEETERS, 1992, p.196: "L'application du *netting* ne serait pas conforme avec l'objectif du *Clean Air Act*, particulièrement avec celui du système des zones non conformes, qui recherche l'amélioration de la qualité de l'air". Voy. également NOTE, 1984, p.249.

¹²⁰ *Décision Chevron U.S.A. v. Natural Resources Defense Council*, 467 U.S. 837 (25 juin 1984), citée in PEETERS, 1992, p.196. Cette décision a annulé la décision *Natural Resources Defense Council* citée à la note qui précède.

¹²¹ *Chevron U.S.A. v. NRDC*, p.717, décision citée in PEETERS, 1992, p.197, c'est moi qui souligne.

La thèse de l'inapplicabilité du *netting* dans les zones non conformes a été défendue par A.W.Glass¹²², qui s'est prévalu de deux objectifs de la politique d'assainissement de la qualité de l'air telle que le Congrès l'avait formulée: la *protection de la santé publique*¹²³ et le *progrès technologique* en matière de contrôle de la pollution.

"Le concept de *bubble* n'est pas approprié dans les zones non conformes, parce que leurs habitants subissent généralement les effets défavorables de la pollution atmosphérique pour la santé, à la différence des habitants des zones conformes. Renoncer aux réductions de pollution en y admettant des opérations de *bubble* affecte sérieusement la *santé publique*. Ce concept permet de réaliser certaines économies, mais l'accroissement des dommages à la santé relativise cet avantage. Même si des plafonds d'émissions sont alors prévus pour déclencher les contrôles préalables à la construction de sources dans les zones non conformes, aucun retard ne peut être toléré dès lors que la qualité de l'air n'atteint pas les standards nationaux. En appliquant le concept de *bubble* au régime des zones non conformes, l'EPA viole donc l'objectif de protection de la santé publique poursuivi par le statut"¹²⁴. Il est intéressant d'observer que d'après cet argument lui-même, le *netting* ne représente pas une violation des termes du statut, puisque les seuils d'émission prévus sont appliqués malgré tout. Mais il est vrai qu'en dépit de ce respect formel des exigences statutaires, l'atteinte des standards nationaux est retardée. En effet, l'application systématique des contrôles de construction à chaque point d'émission nouveau permettrait globalement d'obtenir des réductions supérieures à ce que la notion de "progrès raisonnable" (supra, chapitre I, 2.2.1.3) impose officiellement aux SIP de prévoir. L'atteinte des standards s'en trouverait du fait même accélérée, au bénéfice de la santé publique, que le Congrès avait précisément cherché à promouvoir avec le régime des zones non conformes¹²⁵.

¹²² Voy. la note 118.

¹²³ Rappelons que la protection de la santé publique constitue l'objet des standards primaires du *Clean Air Act* (chap.I, 2.1.2.2).

¹²⁴ *Ibid.*, p.971, c'est moi qui souligne.

¹²⁵ Une réplique possible consisterait à dire que les dispositions statutaires pour les zones non conformes ménagent de la flexibilité aux Etats, dans la mesure où ils doivent réaliser des progrès raisonnables vers l'atteinte des standards, mais déterminent librement les moyens de le faire. Cette flexibilité justifierait la possibilité de recourir au *netting*, qui serait donc

En ce qui concerne le *progrès technologique*, rappelons que les sources nouvelles des zones non conformes doivent adopter le standard du *LAER* (taux d'émission le plus bas possible), qui impose le degré de contrôle le plus strict (*supra*, chapitre I, 2.3). Conditionnant en principe l'octroi de permis de construction, l'adoption de ce standard n'est pas requise pour les firmes qui pratiquent le *netting* (*supra*, 2.3.4). C'est encore en se prévalant de l'intention du Congrès que Glass conclut à l'inapplicabilité du procédé dans les zones non conformes. D'après lui, "il ne fait pas de doute que le Congrès ait voulu imposer la majeure partie de la charge du développement technologique aux firmes des régions les plus polluées"¹²⁶. Comme on l'a vu, le *netting* leur permet de se soustraire à cette charge de développement, et ne serait donc pas conforme à l'intention du Congrès. Mais il faut encore prouver que telle était bien son intention, ce que Glass se propose plutôt de justifier par deux arguments. Tout d'abord, il s'agirait là d'une solution équitable, car le coût des technologies prescrites est supporté par les firmes des zones non conformes, c'est-à-dire par celles dont le fonctionnement est le plus dommageable à l'environnement. L'adoption du *LAER* constituerait alors une sorte de dédommagement. D'un point de vue pratique ensuite, "puisque les zones non conformes comprennent la plupart des centres urbains majeurs, les sociétés chargées de développer des technologies nouvelles compteront les plus grosses sociétés du pays. Or il importe d'inclure dans le pool des promoteurs de la technologie des sociétés suffisamment importantes que pour pouvoir soutenir une recherche efficace"¹²⁷.

conforme aux dispositions du statut. A l'encontre de cette réplique, Glass réitère l'argument d'après lequel ce système retarderait l'atteinte des standards primaires et ne serait dès lors pas conforme à l'objectif du Congrès. De plus, l'on ne pourrait guère compter sur l'EPA pour garantir ce respect en refusant d'approuver les *SIP* admettant le *netting*: escompter cette garantie reviendrait à ignorer "la pression politique qui s'exerce généralement sur l'EPA pour qu'elle approuve les plans étatiques. S'ils ne sont pas approuvés, l'expansion industrielle est paralysée, ce qui n'est pas acceptable politiquement" (*ibid.*, p.973).

¹²⁶ *Ibid.*, p.974.

¹²⁷ *Id.*

4.5.3. La décision *Chevron U.S.A. v. Natural Resources Defense Council*¹²⁸

Comme l'avaient conjecturé R.Stewart et J.Krier en 1982¹²⁹, les défenseurs de l'environnement ont attaqué en justice le règlement de 1981 admettant le *netting* dans les zones non conformes. L'action fut intentée par l'association *Natural Resources Defense Council*, qui obtint en première instance une décision favorable et motivée par l'incompatibilité du *netting* avec l'objectif d'assainissement de la qualité de l'air recherché par le Congrès¹³⁰. Mais en 1984 la jurisprudence changea sa position, car la Cour suprême rétablit le règlement de 1981 dans la décision *Chevron*, qui confirma de la sorte la nouvelle politique de l'administration Reagan. Il est intéressant de comparer cette décision à celles qui précèdent (*ASARCO* et *Alabama Power*, supra, 4.3.2 et 4.4.2), car elle contient une dimension politique encore plus accentuée: non seulement elle a privilégié l'objectif de croissance économique du statut par rapport à son objectif environnemental, mais elle a de surcroît justifié cette position en se référant explicitement à la politique de la nouvelle administration.

Comme dans les hypothèses précédentes, c'est en redéfinissant la notion statutaire de source que le règlement de 1981 a justifié l'admissibilité du *netting*¹³¹, et c'est sur la compétence de définition de l'EPA que le litige a porté. Cette fois, la décision affirma clairement que l'EPA possédait bien ce pouvoir de définition¹³². Les décisions précédentes n'avaient pas été aussi loin: la cour *ASARCO* avait en effet dénié ce pouvoir à l'EPA (supra, 4.3.2 in fine), et la cour *Alabama Power* avait prudemment considéré qu'elle pouvait définir

¹²⁸ Voy. la note 90.

¹²⁹ STEWART et KRIER, 1982, p.92.

¹³⁰ Voy. la note 119.

¹³¹ Le règlement de 1981 abandonne la double définition du règlement de 1979 (supra, 4.5.1) et donne au concept une définition large, de la même manière que les règlements qui l'avaient précédé. De la sorte, une firme comptant plusieurs points d'émission peut installer un nouveau point d'émission sans devoir observer les conditions applicables à la construction ou à la modification d'une source majeure dans une zone non conforme, pour autant que son volume global d'émissions reste inchangé. Voy. PEETERS, 1992, pp.195-196; MATHENY et WILLIAMS, 1991, p.14.

¹³² *Chevron U.S.A. v. NRDC*, p.714, cité in PEETERS, 1992, p.196.

les composantes du concept, mais non le concept lui-même (supra, 4.4.2). La décision de la Cour Suprême a donc élargi les pouvoirs de l'administration par rapport à la jurisprudence antérieure.

Ces pouvoirs se sont élargis en même temps que leur contrôle judiciaire s'est amenuisé. De fait, la nouvelle marge de manoeuvre ménagée à l'EPA accompagnait un mouvement de restriction du contrôle judiciaire de l'administration que l'on a pu identifier depuis 1983¹³³. Cette mutation s'est articulée autour de l'*Administrative Procedure Act*, qui charge les tribunaux du contrôle des actes administratifs¹³⁴. Depuis le début des années 70 et jusqu'en 1982, la jurisprudence avait adopté sur cette base le principe d'un contrôle étendu, exigeant des agences qu'elles "justifient leurs décisions en présentant des explications réfléchies, en répondant aux commentaires, en examinant les alternatives et en accédant aux éléments de preuve certifiés" (notion de "*hard look*" utilisée pour caractériser le contrôle judiciaire)¹³⁵. Mais en 1983, cette tendance s'inversa pour faire place à un contrôle marginal et beaucoup plus limité. La décision *Chevron* est d'ailleurs considérée par la doctrine comme la pionnière de ce mouvement de déférence du pouvoir judiciaire à l'égard de l'exercice de la discrétion administrative¹³⁶.

Cette mutation pourrait permettre de comprendre la divergence de la décision *Chevron* par rapport aux décisions *ASARCO* et *Alabama Power*, si on compare les dispositifs qu'elles ont respectivement adoptés concernant la compétence de définition du concept de source par l'EPA. Au motif que l'agence avait tenté de "changer" la définition du statut, la cour *ASARCO* avait conclu à son incompétence: "*The agency has no authority to rewrite the statute in that*

¹³³ NOTE, 1984, p.247.

¹³⁴ L'acte charge les tribunaux d'écarter les actes administratifs qui sont "*arbitrary, capricious, an abuse of discretion, or otherwise not in accordance with the law*" (s.706(2)(A) de l'*Administrative Procedure Act*, citée in NOTE, 1984, p.247.

¹³⁵ NOTE, 1984, p.247, note 4; NOTE, 1983, p.230.

¹³⁶ Voy. notamment MATHENY et WILLIAMS, 1991, pp.14, 15 et 19; NOTE, 1984, p.247.

fashion" (supra)¹³⁷. Le diagnostic de la décision *Chevron* est différent, car elle n'a pas considéré que l'EPA avait eu la prétention de changer le statut: elle aurait plutôt procédé à une interprétation nécessaire, étant donné que le statut n'avait donné aucune définition particulière du terme de source¹³⁸. Dans cette décision, c'est donc le constat d'une lacune qui a justifié la Cour à considérer que le Congrès s'en était remis à une définition administrative plus précise, et que l'EPA possédait la compétence controversée. Ce raisonnement fut érigé en principe par le juge Stevens, qui formula, dans la décision *Chevron*, les deux étapes du nouveau contrôle juridictionnel de l'administration. Selon lui, la première étape impose aux tribunaux d'"examiner le langage et l'histoire législative du statut pertinent, afin de déterminer si le Congrès a directement réglé la question précise en cause; si tel n'est pas le cas, ils doivent interpréter le silence du Congrès comme une autorisation donnée à l'agence de *combler la lacune* du statut"¹³⁹. A vrai dire, ce principe n'apporte de lui-même rien de nouveau, car la cour *ASARCO* n'aurait probablement pas contesté la nécessité d'une interprétation administrative en présence d'une lacune. Mais à la différence de la décision *Chevron*, elle a considéré que l'EPA avait "changé" et "réécrit"¹⁴⁰ le statut, conclusion qu'elle ne pouvait tirer qu'en considérant implicitement le texte comme clair. Par contre, le mouvement de déférence des juges signalé plus haut explique mieux cette différence, étant donné son importance pour délimiter le pouvoir de définition de l'EPA.

Comme on l'a vu, ce mouvement de déférence signifiait aussi l'abandon de la doctrine du *hard look* (contrôle de l'action administrative par les tribunaux). Cette doctrine exigeait notamment que l'administration justifie son action sur la base d'"éléments de preuve certifiés"¹⁴¹. De fait, la Cour suprême abandonna cette exigence dans la décision *Chevron*, et se contenta de qualifier le règlement de 1981 comme "raisonnable". Ceci constituait la

¹³⁷ Voy. la note 70.

¹³⁸ *Chevron U.S.A. v. NRDC*, p.714, cité in PEETERS, 1992, p.196; NOTE, 1984, p.247.

¹³⁹ Il s'agit des termes dont se sert la NOTE précitée, p.250, pour rapporter les propos du juge Stevens. C'est moi qui souligne.

¹⁴⁰ Voy. la note 70.

¹⁴¹ Voy. la note 135.

seconde étape du nouveau contrôle juridictionnel tel que l'avait esquissé le juge Stevens: une fois la compétence de l'administration établie, le caractère raisonnable de son exercice doit être déterminé au départ de sa "construction du statut"¹⁴². Rappelons que les dispositions du statut relatives aux zones non conformes reposent sur le principe d'après lequel les Etats doivent assurer l'assainissement de la qualité de l'air (objectif écologique), mais que la politique d'*offset* leur permet d'admettre la construction de sources nouvelles (objectif économique de la croissance) (supra, chapitre I, 2.2.5.4). En appliquant le second principe de contrôle, la Cour suprême a considéré sur cette base que le règlement en cause était raisonnable, dans la mesure où il avait reconstruit le statut en cherchant à "concilier le progrès dans la réduction de la pollution atmosphérique avec la croissance économique"¹⁴³. Pour ce motif, elle a tiré la conclusion d'après laquelle il fallait lui reconnaître la "déférence"¹⁴⁴.

C'est dans la mesure où la décision ne s'est pas livrée au contrôle des éléments de fait appuyant l'acte administratif que l'on aperçoit qu'elle a pris ses distances par rapport à la doctrine antérieure. En effet, la théorie du *hard look* avait prescrit aux agences d'observer des "éléments de preuve certifiés", et aux tribunaux de contrôler le respect de cette règle¹⁴⁵. L'on se demandera toutefois si le nouveau mouvement a simplement marginalisé le contrôle des juges, qui se seraient mis à respecter la discrétion de l'appréciation administrative des éléments de fait, ou bien s'il ne s'est pas avancé plus loin, en instaurant une adhésion positive des tribunaux à la tendance politique de l'administration en place.

La décision de la Cour suprême n'aurait pas été possible si elle n'avait tout d'abord marginalisé son contrôle en dispensant l'EPA de justifier son acte au départ des considérations de fait pertinentes pour celui-ci. D'après le second principe de contrôle juridictionnel formulé par le juge Stevens, un acte administratif est raisonnable lorsqu'il est conforme à la finalité statutaire dont il assume la mise en oeuvre (supra). Or les commentateurs de la décision ont

¹⁴² NOTE, 1984, p.250, note 26.

¹⁴³ *Ibid.*, note 22.

¹⁴⁴ D'après la cour encore, le règlement de 1981 constitue un "compromis raisonnable d'intérêts manifestement concurrents, et mérite la déférence" (*ibid.*, note 23).

¹⁴⁵ Voy. la note 135.

relevé que la cour s'était abstenue de vérifier empiriquement cette conformité¹⁴⁶. D'ailleurs, "l'agence ne pouvait se prévaloir d'aucune étude, d'aucun examen ou autre support expliquant pourquoi elle avait abandonné sa position précédente, d'après laquelle la double définition du concept de source était la meilleure façon de réduire les émissions"¹⁴⁷. C'est donc probablement au bénéfice de la nouvelle dispense de preuve que la cour a pu donner raison à l'EPA, puisque l'évidence empirique¹⁴⁸ ne pouvait que militer en faveur du maintien de sa double définition (supra, 4.5.1).

Cette marginalisation du contrôle juridictionnel permet certes de comprendre comment le règlement de 1981 a pu échapper à la censure de la Cour suprême, puisqu'elle s'est abstenue du contrôle empirique qui aurait permis de l'invalider. Toutefois, elle ne justifie pas positivement le dispositif adopté¹⁴⁹. C'est la raison pour laquelle il est utile de se tourner vers la motivation même de l'arrêt, qui révèle sa justification positive. "La cour a considéré que l'histoire législative des *amendements* montrait que le Congrès avait voulu rendre possible la croissance économique sans préjudicier à l'atteinte des *NAAQS*; pour la cour, la définition administrative du *bubble* était 'entièrement conforme' avec cet intérêt. Elle a conclu que dans la mesure où l'EPA 'avait montré raisonnablement que son règlement était également conforme aux objectifs environnementaux du statut', son interprétation constituait un '*compromis raisonnable* d'intérêts manifestement concurrents'"¹⁵⁰.

Cette citation est extrêmement intéressante pour trois raisons, particulièrement si l'on

¹⁴⁶ NOTE, 1984, p.252.

¹⁴⁷ *Id.*

¹⁴⁸ L'affirmation de l'EPA d'après laquelle le *netting* permettrait d'améliorer la qualité de l'air est qualifiée de "contre intuitive" (*id.*), ce que montrent également les observations de Glass (supra, 4.5.2 et note 124).

¹⁴⁹ En d'autres termes, la dispense de preuve a rendu possible l'adoption du dispositif, mais elle ne le justifie pas en tant que tel.

¹⁵⁰ Motivation de l'arrêt *Chevron*, telle que rapportée in NOTE, 1984, pp.249-250, c'est moi qui souligne. Dans cette citation elle-même, les termes entre guillemets sont ceux qu'utilisa effectivement la cour.

y confronte les développements jurisprudentiels¹⁵¹ et doctrinaux¹⁵² qui précèdent. Premièrement, elle se réfère aux amendements de 1977, qui ont supprimé le *growth ban* de 1970 afin de ne pas exclure la construction de sources nouvelles dans les zones non conformes et d'y rendre possible la croissance économique (supra, chapitre I, 2.2.5.4). Ces amendements étaient déjà en vigueur lorsque fut prononcée la décision *Natural Resources Defense Council*, puisque celle-ci date de 1982, mais ils n'y furent pas considérés comme pertinents. Il ne fait pourtant pas de doute que le *netting* favorisait la réalisation de l'objectif qu'ils avaient voulu promouvoir, c'est-à-dire celui de la croissance économique (supra, 4.1). Mais dès lors qu'avait été établie la non-conformité du règlement de 1981 avec l'autre objectif du régime des zones non conformes, celui de l'assainissement de la qualité de l'air¹⁵³, ce constat avait perdu son utilité. S'étant référée en premier lieu à l'objectif écologique du statut, la décision précitée en a donc révélé la priorité par rapport à celui de la croissance¹⁵⁴.

La citation qui précède montre que la Cour suprême a inversé cet ordre de priorité, ce qui constitue son deuxième intérêt. Comme on vient de le voir, les amendements de 1977 ont été cette fois pris en considération. La cour a considéré que le règlement de 1981 était "entièrement conforme" à leur objectif de croissance, et qu'il était "également conforme aux objectifs environnementaux du statut". Dans le "compromis" mentionné par après, l'objectif écologique semble donc être passé à l'arrière-plan, ce que confirment les développements qui suivent.

En troisième lieu, la citation révèle une conception inédite de la notion d'acte administratif *raisonnable*, c'est-à-dire conforme à l'objectif législatif qu'il met en oeuvre. Par

¹⁵¹ Décision *Natural Resources Defense Council*, supra, note 119.

¹⁵² Thèse de l'inapplicabilité du *netting* dans les zones non conformes telle que développée par Glass (supra, 4.5.2).

¹⁵³ Voy. la citation de la note 119.

¹⁵⁴ La double définition du concept de source n'exclut pas la croissance économique, puisqu'elle ne revient pas à interdire la construction de sources nouvelles. Mais comme celles-ci sont alors soumises aux contrôles conditionnant l'octroi de permis (supra, 2.3.4), leur installation devient plus onéreuse, ce qui est de nature à ralentir la croissance.

rapport au critère de l'objectif écologique des dispositions du statut (régime des zones non conformes), on peut remarquer que la Cour suprême a transformé la notion de conformité de l'acte de mise en oeuvre. Dans la décision *Natural Resources Defense Council*, la juridiction a considéré que le *netting* n'était pas conforme à l'objectif d'assainissement de la qualité de l'air¹⁵⁵. Glass avait cependant précisé auparavant que cette technique ne compromettait pas cet objectif, mais qu'elle ne représentait pas le meilleur moyen d'y arriver du fait qu'elle retardait l'atteinte des standards nationaux (supra, 4.5.2). A contrario, la juridiction a donc considéré qu'une technique conforme à l'objectif qu'elle met en oeuvre doit constituer le meilleur moyen d'y arriver. De son côté, la décision *Chevron* montre pourtant qu'en consacrant la légalité du règlement de 1981 (son caractère raisonnable ou encore sa conformité à l'objectif du Congrès), la Cour suprême s'est référée à la même finalité d'assainissement. De prémisses identiques à celles de la première décision, elle a donc tiré une conclusion opposée. La citation qui précède permet de comprendre cette divergence, car elle révèle que la Cour suprême avait une autre conception de la conformité à l'objectif écologique du statut: justifié par l'idée de croissance, le règlement en cause "était également conforme" à cet objectif, ou encore il avait réalisé un "compromis" lui ménageant une certaine place¹⁵⁶. Bref, il n'avait pas exclu la possibilité de l'atteindre. D'après Glass et la jurisprudence *Natural Resources Defense Council*, une technique de mise en oeuvre raisonnable, c'est-à-dire conforme à l'objectif écologique du Congrès doit donc représenter le meilleur moyen d'y arriver. D'après la jurisprudence *Chevron* par contre, il suffit qu'elle n'en compromette pas la réalisation.

Il est utile à présent de se tourner vers le statut lui-même, et de se demander comment les deux objectifs de l'atteinte des standards nationaux et de la croissance économique y sont mis en relation. D'une part, des réductions d'émissions destinées à améliorer la qualité de l'air sont *requis*. D'autre part, les amendements de 1977 ont autorisé la construction de sources nouvelles afin de *ne pas exclure* la croissance économique. Alors que le premier objectif se

¹⁵⁵ Voy. la note 119.

¹⁵⁶ A propos de cet objectif écologique d'assainissement, la Cour Suprême a affirmé dans le même sens que le règlement de 1981 avait réussi à l'"accomoder (...) avec la croissance économique" (*Chevron U.S.A. v. NRDC*, cité in NOTE, 1984, note 23 et supra, note 121, c'est moi qui souligne).

présente comme une obligation pour les Etats, le second prend donc la forme d'une simple autorisation: la construction de sources nouvelles n'est plus interdite depuis la suppression du *growth ban* de 1970, mais le statut n'impose pas aux Etats d'obtenir des résultats en termes de croissance économique. Avec le système de compensation spécifique de la politique d'*offset*, le Congrès a du reste trouvé une forme de croissance économique ne préjudiciant pas à l'amélioration de la qualité de l'air (supra, chapitre I, 2.2.5.4). L'on aperçoit d'emblée que c'est de manière opposée que la Cour suprême a mis ces objectifs en relation, puisqu'elle a considéré qu'en reprenant la philosophie de la croissance de la réforme de 1977, le règlement de 1981 n'avait pas pour autant compromis l'atteinte des standards ambiants. C'est la raison pour laquelle elle a modifié la notion d'acte administratif conforme à l'objectif écologique du statut. Mais comme on vient de le voir, le statut lui-même n'appuie pas cette conception, puisque l'atteinte des standards ambiants est son objectif prioritaire. Au demeurant, la poursuite de cet objectif n'exclut pas la croissance économique des zones non conformes.

L'origine de cette conception resterait obscure à défaut des commentaires critiques de la doctrine¹⁵⁷, qui a pu conjecturer sur la base de l'arrêt *Chevron* que "le contenu politique de l'action des agences allait devenir une variable de plus en plus importante de son contrôle judiciaire dans les années 1990"¹⁵⁸. Certes, l'affaire *Alabama Power* (1979) avait déjà donné aux commentateurs l'occasion d'affirmer que par rapport à la décision *ASARCO*, la jurisprudence "semblait avoir changé sa position quant à la désirabilité du concept de *bubble*" (supra, 4.4.2)¹⁵⁹. Ayant ainsi révélé la présence d'une détermination politique, cet argument ne reposait toutefois pas sur les termes mêmes du dispositif commenté. Dans l'affaire *Chevron* par contre, la Cour suprême a expressément affirmé qu'"une agence à laquelle le Congrès a délégué des responsabilités d'élaboration politique peut, dans les limites de cette délégation, aligner son jugement sur les conceptions politiques de l'administration en place"¹⁶⁰. La doctrine présente cette tendance dans le contraste qu'elle représente par rapport à une

¹⁵⁷ Voy. notamment NOTE, 1984 et MATHENY et WILLIAMS, 1991.

¹⁵⁸ *Ibid.*, p.18.

¹⁵⁹ Voy. la note 101.

¹⁶⁰ *Chevron U.S.A. v. NRDC*, cité in NOTE, 1984, note 46.

argumentation juridique dogmatique et déductive¹⁶¹. Ceci dit, la Cour s'est malgré tout référée à l'histoire législative des amendements de 1977, c'est-à-dire à l'intention du Congrès. Mais comme on l'a vu, elle a inversé l'ordre des priorités pour entériner la démarche de l'EPA, ce qu'explique le commentaire qui précède.

Dans le cadre de la présente étude, la tendance décelée est intéressante, parce que l'argumentation politique à laquelle elle ouvre la porte révèle explicitement la philosophie sous-jacente au mécanisme du *netting*, celle de la croissance économique. Du reste, elle n'a manqué d'être critiquée, car elle a permis à l'EPA de "définir une politique d'environnement basée sur de simples préférences politiques"¹⁶². Il est vrai que l'on peut s'interroger sur la valeur de la mise en oeuvre administrative des statuts environnementaux, dès lors que les tribunaux, chargés en principe d'en contrôler la conformité à ces statuts, la légitiment au départ de sa correspondance avec la politique de l'"administration en place"¹⁶³. Ceci représente un risque dont les considérations qui précèdent montrent la concrétisation dans l'affaire *Chevron*, celui de "laisser les préférences politiques d'une nouvelle administration subvertir l'équilibre des politiques tel que défini par le Congrès"¹⁶⁴.

4.6. Le concept d'*offset*

Comme vient de le montrer l'étude de la décision *Chevron*, c'est au départ des amendements au *Clean Air Act* de 1977 que la Cour suprême a consacré la légalité du règlement de 1981 autorisant le *netting* dans les zones non conformes. Tel n'était pourtant pas l'objet même des amendements, puisque ceux-ci ont instauré la politique d'*offset*, dont le *netting* se distingue en apportant précisément une exception aux règles de l'*offset* (supra, 2.3.4 et 4.5.1). Une seconde distinction provient du fait que l'*offset* est un mécanisme statutaire

¹⁶¹ MATHENY et WILLIAMS, 1991, p.18.

¹⁶² NOTE, 1984, p.253.

¹⁶³ Voy. la note 160.

¹⁶⁴ NOTE, 1984, p.254.

(s.7503), alors que le *netting* est de source administrative¹⁶⁵. En traitant le cas du *netting*, la Cour Suprême avait pourtant une raison de mentionner les amendements de 1977. Comme on l'a vu, ceux-ci ont réintroduit la possibilité de la croissance économique des zones non conformes (chapitre I, 2.2.5.4), et c'est en quelque sorte (infra) de ce point de vue que le *netting* en a repris la philosophie. Pour la Cour, ceci constitua du moins une raison suffisante pour considérer que le règlement de 1981 autorisant le *netting* dans les zones non conformes était conforme au statut.

L'on peut toutefois s'interroger sur la parenté des objectifs respectifs de l'*offset* et du *netting*. Si la Cour suprême s'est basée sur cette parenté, l'on vient de voir que les deux mécanismes se distinguent de plusieurs points de vue: permettant notamment de déroger aux règles de l'*offset*, le *netting* ne pourrait être considéré comme autorisé par ces mêmes règles. Les amendements de 1977 ne constituent donc certainement pas d'eux-mêmes une autorisation du *netting*. La cour a écarté ce problème en interprétant assez libéralement le mandat de mise en oeuvre que ces amendements auraient donné à l'EPA: "*Our review of the EPA's varying interpretations of the word 'source' - both before and after the 1977 Amendments - convince us that the agency primarily responsible for administering this important legislation has consistently interpreted it flexibly (...)*"¹⁶⁶. Cette citation montre que la cour s'est interrogée sur le *sens général* du mandat de mise en oeuvre contenu dans les amendements. Selon Matheny et Williams, elle aurait alors considéré qu'ils avaient modifié la finalité de cette mise en oeuvre. Avant 1977, l'EPA aurait été chargée de promouvoir la qualité de l'air (objectif de la "nouvelle régulation sociale")¹⁶⁷. Les amendements de 1977 auraient contrebalancé cet objectif par la nécessité d'"encourager le développement économique en période de

¹⁶⁵ L'*offset* se distingue enfin du *netting* dans la mesure où les compensations d'émissions qu'il prévoit peuvent aussi être externes à une même firme, raison pour laquelle il s'apparente davantage à l'idée d'un marché de pollution (PEETERS, 1992, p.195). Le *netting* ne recouvre par contre que des compensations internes à une même firme (voy. supra, 2.3.3 et 2.3.4).

¹⁶⁶ *Chevron U.S.A. v. NRDC*, cité in MATHENY et WILLIAMS, 1991, pp.14-15, c'est moi qui souligne.

¹⁶⁷ MATHENY et WILLIAMS, 1991, pp.2-3, définissent ce qu'ils entendent par ce concept.

récession"¹⁶⁸. La mise en oeuvre devrait dès lors tenir compte de cet objectif complémentaire (régulation devenant plus "économique")¹⁶⁹.

Mais en s'interrogeant sur le sens général du mandat de mise en oeuvre des amendements de 1977, la Cour suprême en a omis les aspects plus techniques (et peut-être plus restrictifs du champ d'intervention de l'EPA ?) Ces aspects révéleraient pourtant une différence supplémentaire entre la politique d'*offset* et le *netting*. Généralement parlant, il est vrai que ces deux mécanismes vont dans le sens de la croissance économique. Pourtant, l'*offset* ne constitue qu'un régime d'*admissibilité juridique*: il n'est plus interdit de construire des sources nouvelles dans les zones non conformes. Le *netting*, par contre, suppose les autorisations de l'*offset*, mais va plus loin, car il constitue un *incitant économique* pour la construction de sources nouvelles. En retenant l'idée d'"encouragement"¹⁷⁰, la Cour suprême s'est attachée à cette seconde finalité. Mais comme on vient de le montrer, il ne s'agit pas de la finalité exacte de l'*offset*. Quoi qu'il en soit, le détour de la Cour suprême par la politique d'*offset* est intéressant pour le présent propos, car il montre en tout cas que cette politique cherchait à rétablir la croissance économique dans les zones non conformes.

¹⁶⁸ *Ibid.*, p.14, c'est moi qui souligne.

¹⁶⁹ Matheny et Williams définissent également ce qu'ils entendent par "régulation économique". Voy. *ibid.*, p.2.

¹⁷⁰ *Ibid.*, p.14.

DEUXIEME PARTIE

**LA CONCEPTION ET LA REGULATION DES MARCHES DE
POLLUTION**

CHAPITRE III

LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE DES MARCHES DE POLLUTION

1. INTRODUCTION

1.1. Notion de conception administrative

Une grande partie de la littérature relative au thème des marchés de pollution ménage une place considérable à la conception ("*design*") de ces derniers¹, lorsqu'elle n'en fait pas son sujet proprement dit². Toutefois, il est intéressant d'observer que la majeure partie de cette littérature se limite à utiliser l'intitulé de la conception administrative, mais n'en définit pas la substance, ou du moins ne procède pas explicitement à cette définition. C'est probablement dans le chapitre VI de l'ouvrage de J.H.Dales, *Pollution, Property and Prices*³, que se trouve la description la plus immédiate de ce que l'on pourrait entendre par la conception administrative des marchés de pollution. Consacré aux droits de pollution, ce chapitre⁴ commence par un paragraphe intitulé "Une politique", lequel fournit des développements intéressants du présent point de vue.

Un comité de contrôle de la qualité de l'environnement, doté d'une fonction législative et d'une fonction exécutive, serait instauré au sein d'un gouvernement⁵. L'auteur attire d'emblée l'attention sur la dimension fonctionnelle: "Ignorant largement les principes

¹ Voy. notamment PEETERS, 1991, pp.156-161; 1992, chapitre III; LIROFF, 1980, pp.26-31.

² ATKINSON et TIETENBERG, 1982; OECD (ed), 1992a; HAHN, 1989b; HAHN et NOLL, 1990, pp.352-354; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992; ZYCHER, 1986.

³ DALES, 1968.

⁴ *Ibid.*, pp.77-111.

⁵ *Ibid.*, p.77.

d'administration publique, j'écarterai les questions importantes du nombre, de la durée des fonctions et des qualifications des membres du comité⁶. Après avoir écarté cette question organisationnelle, il décrit tout d'abord la *fonction législative* du comité. Dans l'hypothèse d'une politique étatique en matière de pollution aquatique, le comité commencerait par diviser l'Etat en "régions" et fixerait une qualité d'eau "moyenne" pour chaque région⁷. Sa tâche ne consisterait pas alors à définir ce qu'est une eau "pure" et une eau "impure" (donc à en relever le degré de pollution), mais à mesurer (par l'intermédiaire d'experts) la quantité de déchets qui y sont effectivement déversés et celle dont il admettra normativement la décharge. La fonction "législative" du comité consiste en ce sens à formuler une politique "praticable" de pollution aquatique: les pollueurs actuels et futurs (vacanciers, constructeurs, industries) sont informés de la marge de manoeuvre que leur ménage cet objectif environnemental⁸.

C'est dans l'exercice de sa *fonction exécutive* que le comité pourra opter pour le concept de marché de droits de pollution⁹. La fonction exécutive consiste à mettre en oeuvre la politique législativement définie (le niveau de pollution maximal admissible). A cette occasion, le comité peut instaurer un mécanisme de "charges de pollution", c'est-à-dire une redevance perçue auprès des pollueurs, dont l'activité est désormais assortie d'une contribution financière¹⁰. Du fait même, la somme globale de la pollution admissible est divisée en "droits de pollution"¹¹, parce que la charge payée par chaque pollueur lui donne

⁶ *Ibid.*, p.78.

⁷ Le comité ne déciderait donc pas de la qualité de *toutes* les eaux naturelles dans l'Etat concerné (*id*).

⁸ Dans l'exemple utilisé par Dales, il ne s'agit pas d'une politique de réduction de la pollution, mais de maintien de la qualité de l'environnement (frein à l'extension de la pollution). Ceci se répercute sur le mode de formation de la politique: le comité commence par définir une politique de contrôle de la qualité de l'eau pour une période d'essai de cinq ans. Durant chacune des cinq années suivantes, la quantité de déchets déversés dans chaque région de contrôle ne peut excéder le tonnage déversé l'année précédente. Durant cette période d'essai, la politique est soumise à étude et examen continus. A son terme, le comité définit une nouvelle politique (*ibid.*, p.80).

⁹ Dales se sert du terme de "*markets in pollution rights*" (*ibid.*, p.93).

¹⁰ *Ibid.*, pp.81-82.

¹¹ *Ibid.*, p.93.

aussi le droit d'émettre une quantité de déchets correspondant à une fraction de la somme globale. A ce stade n'existe toutefois aucun marché, car les droits ne font pas l'objet de transferts. L'émergence de ceux-ci suppose une démarche administrative supplémentaire: "Pour lancer le marché, le comité devrait décider de retenir cinq pour-cent des droits afin de permettre la croissance de la production et de la population durant la première année, et ne mettre en vente que 475000 droits. La demande étant de 500000 droits, ceux-ci acquerront immédiatement un prix positif"¹².

Les éléments de définition de la notion de conception administrative semblent désormais réunis: celle-ci suppose un responsable public doté d'attributions législatives et exécutives, qui déclenchera la dynamique d'un marché en jouant sur la quantité des droits demandés. Cette définition ne figure cependant pas comme telle dans la littérature relative au sujet, même lorsque celle-ci adopte l'intitulé de la conception administrative des marchés de pollution. Elle procède d'une sélection réalisée au départ de la description de la politique des "droits de pollution" et de leurs marchés dans l'ouvrage de J.H.Dales précité. Elle s'inspire également de l'exposé qu'en fait M.Peeters dans le chapitre III de son ouvrage *Marktconform milieurecht* ?¹³. Ce chapitre a pour intitulé "La formation du marché de pollution", mais au lieu de définir ce concept, l'auteur y présente "les éléments du marché de pollution" (et non de sa conception administrative) "tels qu'établis par Dales"¹⁴. Du présent point de vue, les points intéressants sont les suivants. "Une instance publique définit, pour un élément de l'environnement, un niveau de pollution maximal, qui est éventuellement divisé en droits de pollution"¹⁵. Ceux-ci "peuvent être négociés entre les pollueurs par l'intermédiaire de l'instance publique. L'administration remplit de ce fait la fonction d'un courtier. Comme les droits de pollution sont négociables, la réglementation mobilise le mécanisme du marché. Le fonctionnement de ce mécanisme devrait automatiquement déboucher sur le niveau de

¹² *Id.*

¹³ PEETERS, 1992.

¹⁴ *Ibid.*, pp.75-128.

¹⁵ *Ibid.*, p.77.

contrôle de pollution souhaité¹⁶.

1.2. Dimensions exclues de la conception administrative

La conception administrative proprement dite est à distinguer du choix politique de l'instrument du marché de pollution d'une part, et du fonctionnement effectif de ce marché (jeu de l'offre et de la demande) d'autre part.

1.2.1. *Le choix politique de l'instrument*

Théoriquement conçu en 1968 par J.H.Dales¹⁷, l'instrument du marché de pollution connaît encore peu d'applications pratiques et reste politiquement controversé. Dales lui-même le présente comme l'une des options pour lesquelles peut opter un gouvernement exerçant la fonction (exécutive) de mise en oeuvre de la norme de qualité de l'environnement qu'il adopte¹⁸. Trois options seront exposées dans ce contexte.

La première option est celle de la "régulation": le comité gouvernemental peut alors imposer à toutes les firmes et municipalités de "réduire leurs décharges de cinq pour-cent, par exemple, ou établir un quota autorisé de déchets, exprimé en tonnes équivalentes, et décréter que ce quota ne sera pas dépassé". Dans l'hypothèse des quotas, des limitations individualisées s'imposent aux pollueurs, et le comité devra s'assurer de ce que "la somme des quotas individuels n'excède pas le chiffre général établi pour la région"¹⁹. Cette première option relève de la famille de la politique de "commande et contrôle", à laquelle la littérature

¹⁶ *Ibid.*, pp.77-78.

¹⁷ DALES, 1968, chapitre VI.

¹⁸ Voy. supra, la description de la fonction "législative" du comité gouvernemental. Voy. également ROBERTS, 1982, pp.1025-1026, qui décrit cette phase initiale: "Au départ, le gouvernement définirait une région [de marché] et déterminerait le niveau général des émissions pour chaque polluant dans cette région". L'autorité publique "définirait une limite supérieure (en tonnes équivalentes) pour les montants de décharge autorisés dans l'environnement d'une région pour une période donnée".

¹⁹ DALES, 1968, p.81.

comporte de nombreuses allusions²⁰. Lorsqu'elle n'utilise pas ce dernier terme, elle parle par exemple de "régulation administrative"²¹, de "régulation par directive"²², ou encore d'"approche administrative traditionnelle"²³.

A cette approche traditionnelle, l'on peut opposer la famille de la politique d'incitation économique²⁴, qui ne prescrit pas directement le comportement des citoyens ou des firmes, mais prévoit des règles affectant leur situation financière et influençant leur comportement par cet intermédiaire²⁵. La littérature parle également d'"instruments économiques"²⁶. A ce groupe l'on peut rattacher les deux autres options possibles dans la perspective de Dales: celle des subventions et celle des charges de pollution²⁷.

En optant pour l'option des subventions, le comité "décide de subsidier toutes les

²⁰ Voy. les références citées supra, chap.I, note 9.

²¹ STEWART, 1988b.

²² PEETERS, 1991, p.151.

²³ MAJONE, 1989, pp.117 et 125.

²⁴ Voy. notamment STEWART, 1988a, p.112; NOLL, 1991, pp.72-77; PEETERS, 1991, p.151; LADEUR, 1987, pp.11-13; PANAYOTOU, 1992; JARASS, 1988, p.96; DAINITH, 1988, pp.30-31.

²⁵ Comme le soulignent toutefois DAINITH, 1988, pp.30-31 et STEWART, 1988b, p.104, la différence entre régulation et taxes ou autres incitants économiques doit être relativisée. Il s'agirait simplement d'une différence de degré, parce que "les sanctions imposées aux firmes pour violation de régulations sont monétaires et peuvent généralement être traduites en coût monétaire. En conséquence, les firmes peuvent, en utilisant un calcul coût/bénéfice, décider que la conformité partielle à la régulation est économiquement rationnelle" (*id.*). L'on notera toutefois qu'à la différence des systèmes d'incitants économiques, les régulations mettent en oeuvre "des normes qui relèvent de la permanence du droit et qui vont mener les dirigeants des firmes à leur obéir, même si cette conformité à la norme n'est pas effective en termes de coûts pour la firme" (*id.*).

²⁶ EPAT, 1992; FEITELSON, 1992; HORSTMANN, 1992; HUGHES, 1992; KORDEJ-DE VILLA, 1993; KRÖLLER, 1992; LANDYMORE, 1992; LIDGREN, 1986; NENTJES, 1990; O'CONNOR, 1992; OECD (ed.), 1992b; OPSCHOOR, 1986; SPRENGER, 1986; TIETENBERG, 1990; YANG et ROSENFELD, 1992.

²⁷ DALES, 1968, p.81.

dépenses nécessaires pour maintenir la quantité de déchets en-dessous de la somme définie pour chaque région (...). Le comité disposerait alors d'un contrôle direct sur les mesures (et sur les dépenses) requises pour assurer la réalisation de son propre objectif politique"²⁸. En choisissant la technique des charges de pollution par contre, le comité "annonce qu'il prélèvera une redevance auprès de tous ceux qui déversent des déchets dans les eaux naturelles (...). Cette technique est basée sur le principe selon lequel la personne chargée d'une telle redevance trouvera le moyen de réduire les quantités de déchets qu'elle déverse, et que plus la charge est importante, plus elle est incitée à utiliser la méthode d'évacuation de déchets la moins dommageable"²⁹.

La technique des marchés de pollution s'apparente à celle des charges dans la mesure où elle présuppose l'attribution d'un coût aux émissions de pollution³⁰. Toutefois, les unités d'émission créées de la sorte ne font l'objet d'opérations commerciales d'achat et de vente entre les pollueurs que dans les marchés de pollution (supra, 1.1), ce qui constitue l'une de leurs spécificités par rapport à la technique des charges. Si l'on veut pousser la comparaison un peu plus loin, on peut constater que dans les deux cas, l'entreprise est confrontée à une alternative³¹: soit elle continue à émettre de la pollution, mais alors elle se charge de coûts d'émission (sous forme de paiement d'une charge, d'une taxe ou de l'achat de permis); soit elle réduit ses émissions en installant de meilleurs systèmes de contrôle, mais alors elle subira les coûts qu'impliquent ces nouvelles installations (*abatement costs*). L'alternative laissée à l'entreprise la pousse donc à opter pour des coûts d'émission ou pour des coûts de réduction. Du point de vue individuel de l'entreprise, le mécanisme d'incitation (à réduire la pollution) semble donc de même nature que celui d'un système de taxes d'émission. R.Noll relève

²⁸ *Id.* A propos des subventions, voy. également STEBÛT, 1988; FROMONT, 1988; MAJONE, 1989a, p.125.

²⁹ *Ibid.*, pp.81-82. A propos des *charges de pollution*, voy. également MAJONE, 1989a, pp.121-122 et 131 ss. pour les expériences de ce système en pratique (France, Pays-Bas, Allemagne); MALONEY et YANDLE, 1984, pp.246-247 ("*emission fees*"). On parle aussi de "taxes d'émission", dans le même sens: voy. NOLL, 1991, pp.73-74; STEWART, 1988b, p.104.

³⁰ Voy. MAJONE, 1989a, pp.121 et 125; NOLL, 1991, p.73; BOUCQUEY, 1992, p.13.

³¹ LADEUR, 1987, p.9; 1988, p.321; NOLL, 1991, p.73.

pourtant une différence. Dans le système des taxes d'émission, ces deux types de coûts sont "cumulés" en faveur de l'objectif d'intérêt public: "(...) le coût que représente la politique [de protection de l'environnement] pour une société correspond à la somme des coûts de réduction et des taxes, et ne se réduit pas aux coûts de réduction"³². En effet, les taxes servent en principe à financer la politique publique d'environnement. Par contre, dans les marchés de pollution, les coûts d'émission servent les intérêts privés de l'entreprise acheteuse. Ils font partie des coûts que celle-ci admet de supporter pour maintenir inchangé son niveau de production. Ils ne sont pas versés à l'Etat, mais à d'autres entreprises qui devront, pour leur part, en vendant leurs droits, réduire leur production (ou investir dans l'innovation technologique). Ceci sert les intérêts de l'entreprise acheteuse en termes de concurrence. La légitimité politique supérieure que l'on prête au système de marché de droits de pollution par rapport aux mécanismes de taxes est attribuée à cette différence³³.

D'autres points de vue politiques devraient être pris en ligne de compte dans le cadre de la présente problématique, qui est celle du choix de l'instrument du marché de pollution par rapport à d'autres instruments. L'on vient de voir qu'en comparant les taxes aux marchés de pollution, Noll attribuait à ces derniers une légitimité politique supérieure. Ce jugement repose sur l'adoption du point de vue des firmes polluantes, acteurs privés destinataires des politiques environnementales en question. Mais il ne s'agit là que de la comparaison de deux types d'instruments économiques. Une part bien plus importante de la littérature confronte l'option de la "régulation" (comportant des formes multiples: standards technologiques³⁴, standards d'émission individualisés³⁵, sanctions civiles, pénales ou administratives³⁶) à celle

³² NOLL, 1991, p.74.

³³ *Id.*

³⁴ Voy. la notion de "standard de spécification" chez MAJONE, 1989a, p.125 et chapitre I, 2.3 in fine. Voy. également le concept de CTG, supra, chap.II, note 2.

³⁵ Voy. la notion de "standard effluent", d'"émission" ou de "performance" chez MAJONE, 1989a, pp.125-126. Un tel standard définit la quantité d'émission permise pour une source donnée. Alors que les charges d'émissions, qui relèvent de la famille des incitants économiques, assortissent les émissions d'un coût, les standards d'émission les assortissent d'une pénalité. Toutefois, cette distinction n'est que relative: comme le souligne Majone, "la réponse des agents économiques à un standard dépend, au moins en partie, de la relation entre les coûts de son respect et les coûts attendus de sa violation" (*ibid.*, p.126). Voy. également

de l'incitation économique. Dans ce contexte, les points de vue de comparaison se diversifient: faut-il prendre en compte les intérêts privés des pollueurs, l'intérêt collectif de la croissance économique, celui d'un environnement de qualité, ...?³⁷

1.2.2. Le fonctionnement du marché de pollution

Il s'agit là des opérations d'achat et de vente des droits de pollution au niveau de la collectivité "privée" des pollueurs de la région de marché. Ces opérations commerciales prolongent les efforts administratifs de conception, mais sont porteuses d'éléments nouveaux. Tout d'abord, l'offre et la demande de permis seront constitutives du prix de ceux-ci (ce prix n'est donc pas défini d'avance)³⁸. Ensuite, le jeu du marché se solde de la "répartition théoriquement efficiente des efforts de réduction de la pollution entre les différents pollueurs. En d'autres mots, le marché assure automatiquement que la réduction de déchets correspondra au coût total le plus bas possible pour la société"³⁹. Le présent chapitre n'aborde pas cette problématique, qui sera étudiée dans le chapitre IV. L'on verra toutefois qu'il serait erroné

le constat de Daintith et Stewart, *supra*, note 25. A propos des standards imposant des limitations d'émissions individualisées aux sources de pollution, voy. MALONEY et YANDLE, 1980, p.49.

³⁶ Voy. par exemple la section 7413 du *Clean Air Act*. En faisant allusion à des sanctions pénales, administratives ou civiles assortissant des transgressions particulières, P.ROBERT, 1990, pp.112-113, parle d'un régime de "coercition", par opposition à un mécanisme de "stratégies" destinées à encourager une conformité normative globale.

³⁷ A propos des conflits d'intérêts dont l'émergence des concepts du programme d'*Emissions trading* fut le théâtre, voy. le chapitre II. Pour la littérature confrontant l'option de la "régulation" à celle de l'incitation économique, voy. notamment ADAR et GRIFFIN, 1976 (comparaison taxes, standards, droits de pollution); BUCHANAN et TULLOCK, 1975 (régulation directe, taxes ou charges); FEITELSON, 1992 (instruments économiques); HUGHES, 1992 (régulation directe, instruments économiques); MALONEY et McCORMICK, 1982 (régulation et standards, droits de pollution transférables); STATHOS et TREITMAN, 1981 (régulation, incitants privés de marché); STAVINS, 1989 (forces du marché); STAVINS et BRADLEY, 1992 (incitants basés sur le marché, approches régulatrices de commande et contrôle). L'approche de LADEUR, 1987, est intéressante parce que cet auteur tente de dépasser l'alternative de la "régulation" et de l'"économisation" de l'environnement.

³⁸ DALES, 1968, p.107; PEETERS, 1992, p.78.

³⁹ DALES, 1968, p.107.

d'attribuer nécessairement la conception et le fonctionnement à des périodes de temps séparées et successives: par exemple, le fonctionnement d'un marché peut requérir de nouvelles mesures de conception administrative (*mesures subséquentes de conception administrative*, infra, chapitre III, 5.2.3.1 in fine et chapitre IV, 2.2.2,1) et 2.2.3,1)).

2. LES OBJETS DE LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE

A partir de la tentative de définition qui précède, l'on peut caractériser la conception administrative 1) temporellement: celle-ci se situe entre le moment du choix politique de l'instrument du marché de pollution (1.2.1) et le fonctionnement de ce dernier (1.2.2), et 2) fonctionnellement: un corps administratif chargé de responsabilités environnementales mobilise un mécanisme de marché pour la réalisation de sa mission (1.1).

Il serait toutefois trop simple de limiter la conception administrative au seul déclenchement d'une dynamique d'achat et de vente, même si cette idée se dégage effectivement d'une première approche du sujet. Par exemple, dans un article s'intitulant "*The Economics and Politics of Deregulation*", R.G.Noll décrit le programme d'*Emissions trading* de l'EPA en commençant par l'assertion suivante: "(...) les agents de la régulation établissent un seuil d'émission général pour une région, adoptent une procédure d'allocation des permis d'émission, pour ce seuil général, entre les sources de pollution, et leur permettent d'acheter et de vendre des permis d'émission"⁴⁰. La dérégulation signifierait que les prestations administratives sont minimisées: une fois les plafonds d'émission définis et l'allocation des permis réalisée, il ne resterait plus qu'à compter sur le jeu du marché des permis. Cette idée séduisante n'est pas absente du texte fondateur de Dales: "(...) l'achat et la vente des droits dans un marché ouvert et l'établissement consécutif d'un prix explicite pour le droit de déverser une tonne de déchets dans un système aquatique (ou atmosphérique) se solde d'une distribution théoriquement efficiente de l'effort anti-pollution' entre les différents

⁴⁰ NOLL, 1991, p.74.

pollueurs"⁴¹. En commentant ce texte, Peeters parle d'une réalisation "automatique" de l'objectif de la politique environnementale⁴². Mais suffit-il véritablement de compter sur la dynamique de l'achat et de la vente ? Et cette dynamique peut-elle s'enclencher indépendamment d'autres types d'actions administratives ?

Même un partisan de la technique des marchés de pollution tel R.G.Noll considère que tel n'est pas le cas. Il ne limite donc pas la responsabilité de l'administration à l'établissement de standards régionaux et à l'allocation des permis entre les pollueurs. Selon lui, plusieurs "problèmes" doivent être réglés au niveau de la conception administrative: non seulement l'allocation initiale des permis, mais aussi celui du nombre des partenaires du marché, de son étendue géographique et des conditions météorologiques des émissions⁴³. La conception administrative connaît également quatre "variantes": la durée de vie du permis, la définition du marché, le commencement du marché et son fonctionnement⁴⁴. L'établissement de standards régionaux a déjà été étudié en tant que base normative des marchés de pollution (chapitre I). Les autres dimensions de la conception administrative sont abordées dans le présent chapitre.

Signalons d'emblée que les développements qui suivent ne détaillent pas la question du sujet de cette conception: la compétence administrative présumée est un problème intéressant, mais il faudrait examiner tous les programmes particuliers de marchés de pollution pour en traiter⁴⁵. D'emblée, la question de l'objet de cette conception, c'est-à-dire des

⁴¹ DALES, 1968, p.107, c'est moi qui souligne.

⁴² PEETERS, 1992, p.78. Cet auteur écrit également que "Selon Dales, l'application du marché de pollution demande peu d'efforts administratifs", ce qui constituerait un avantage "par rapport aux autres formes de régulation" (*ibid.*, p.79).

⁴³ NOLL, 1982, pp.116-118.

⁴⁴ *Ibid.*, pp.118-119.

⁴⁵ DALES n'aborde pas cette problématique: "Ignorant largement les principes d'administration publique, j'écarterai les questions importantes du nombre des membres du comité, de la durée de leurs fonctions, et de leurs qualifications requises" (1968, pp.77-78). Sa qualité d'économiste justifie peut-être ce choix méthodologique. La présente thèse mentionnera ultérieurement quelques exemples de programmes particuliers de marchés de

performances effectives exigées de l'administration, paraît se prêter davantage à des énoncés généraux, ne supposant pas nécessairement une étude empirique des divers programmes existants.

Les objets potentiels de la conception administrative sont multiples, et la littérature en présente des listes diverses. Selon R.Raufer et S.Feldman, "l'approche par le marché définit formellement le droit d'émettre des polluants, fournit un schéma de distribution pour ces droits, et permet alors à ceux qui possèdent ces droits de les échanger dans un marché"⁴⁶. M.Peeters reprend cette classification tripartite, en distinguant le droit de pollution, le commencement du marché et la transférabilité du droit⁴⁷. Elle qualifie ces éléments comme les "variantes dans la formation du marché de pollution"⁴⁸. En présentant "la forme et la structure du programme d'*Emissions trading*", B.J.Cook présente la distinction intéressante d'une unité monétaire ("*Emission Reduction Credit*" ou ERC) et de règles de circulation pour cette unité monétaire ("*emission offsets*", "*bubbles*", "*netting*" et "*banking*"⁴⁹)⁵⁰. Indépendamment de ce programme particulier, les règles de circulation constituent un thème important dans la littérature⁵¹. D'autres thèmes importants sont ceux des partenaires du marché⁵², de son étendue géographique⁵³, de la forme de pollution admise⁵⁴ et du prix des

pollution; à cette occasion, les autorités responsables de leur conception pourront être spécifiées (infra, 5.2.1).

⁴⁶ RAUFER et FELDMAN, 1987, p.6.

⁴⁷ PEETERS, 1991, p.154; 1992, p.80.

⁴⁸ *Ibid.*, pp.80-87.

⁴⁹ Voy. le chapitre II, où sont présentés les concepts du programme d'*Emissions trading*.

⁵⁰ COOK, 1988, p.63. Une distinction similaire se trouve chez TIETENBERG, 1985, pp.7-9, qui procède à la présentation des composantes du programme d'*Emissions trading*.

⁵¹ Voy. par exemple DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.253; HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, pp.57-58; TIETENBERG, 1985, p.80 ss.

⁵² Voy. notamment PEETERS, 1992, p.123; NOLL, 1982, pp.116-117; BOUCQUEY, 1992, p.16.

⁵³ NOLL, 1982, pp.117 et 119; PEETERS, 1992, p.91 ss.; DALES, 1968, p.79; ATKINSON et TIETENBERG, 1985; TIETENBERG, 1985, chapitre 4.

permis⁵⁵. La littérature propose encore d'autres classifications. R.Noll, par exemple, distingue quatre "variantes de la conception du système": la durée de vie du permis, la définition du marché, le commencement du marché et son fonctionnement⁵⁶. R.Liroff parle des "objets de la conception administrative" du mécanisme de l'*offset* (supra, chapitre II, 2.3.5 et section 6): des institutions et des règles destinées à assurer une quantité suffisante d'acheteurs et de vendeurs; des procédures pour définir les crédits, communiquer leur disponibilité, établir leur valeur, etc.⁵⁷ Envisageant l'application possible d'un marché de pollution pour lutter contre l'effet de serre, T.Jones et J.Coffee-Morlot signalent un certain nombre de "questions spécifiques de conception": un objet d'échange, l'allocation initiale des permis, un nombre maximum de participants, la compatibilité du marché de pollution avec d'autres politiques, la surveillance et l'exécution des obligations⁵⁸. En décrivant le programme de marché du *South Coast Air Quality Management District* de Los Angeles (SCAQMD), D.Harrison et A.Nichols parlent d'un "cadre de base" comprenant onze éléments: le champ d'application du marché, les unités d'échange, les émissions autorisées, les critères d'approbation des échanges, la procédure d'allocation initiale, les partenaires (sources nouvelles et fermeture de sources existantes), les règles de transfert, les bulletins pour les détenteurs de coupons, la surveillance, les pénalités et les responsabilités de l'administration concernant le système d'échange⁵⁹.

⁵⁴ PEETERS, 1992, pp.81 et 104; TIETENBERG, 1985, p.35; PEARSE, 1992; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.21; SWART, 1992.

⁵⁵ LADEUR, 1987, section 5; ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.117; DALES, 1968, p.93 ss.; TIETENBERG, 1985, pp.79-80; NOLL, 1982, p.120.

⁵⁶ NOLL, 1982, pp.118-119.

⁵⁷ LIROFF, 1980, p.26.

⁵⁸ JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, pp.19-20 et 22-23.

⁵⁹ HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, pp.48-62.

3. LES BUTS DE LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE

Le marché de pollution a été présenté comme un instrument au service d'une politique environnementale (supra, 1.2.1). Si la lutte contre la pollution constitue incontestablement l'objectif principal d'un tel marché, il importe de relever par ailleurs que l'on cherche à minimiser les coûts qu'elle représente pour les pollueurs. Et enfin, il va de soi que l'action administrative se solderait d'un échec si le marché conçu n'était pas attirant pour les pollueurs, c'est-à-dire s'ils ne trouvaient aucun intérêt à y participer en tant qu'acheteurs et vendeurs de permis.

3.1. La lutte contre la pollution

Les concepts de *bubble* et d'*offset* du programme d'*Emissions trading*, à propos desquels l'on peut parler de "marchés" de droits de pollution (voy. supra, chapitre II, section 3, avec une nuance concernant l'*offset*) supposent des standards nationaux de qualité de l'air ambiant, car ils interviennent au niveau de la mise en oeuvre de tels standards par les Etats (*ibid.*, 2.2). Ces derniers constituent à ce titre la base normative des marchés en question, et peuvent viser l'assainissement ou le maintien de la qualité de l'air (chapitre I). Indépendamment de ce programme particulier, l'on peut considérer de manière générale que tous les marchés de pollution reposent sur la définition préalable de *standards d'émission*, c'est-à-dire de standards imposant à des sources (ou à des groupes de sources) de pollution des limitations de la quantité de pollution qu'elles émettent⁶⁰. Dans le texte fondateur de Dales, la définition de ce type de standard fait l'objet de la "fonction législative" du comité administratif (supra). Les autres textes qui présentent le concept de marché de pollution font également du standard d'émission la norme de base de l'instrument⁶¹. La nécessité de standards d'émission dans la conception des marchés de pollution montre bien que la

⁶⁰ Voy. MAJONE, 1989a, pp.125-126.

⁶¹ Voy. notamment la citation révélatrice de ROBERTS, 1982, pp.1025-1026, supra, note 18. Egalement NOLL, 1991, p.74; LADEUR, 1988, p.321; PEETERS, 1992, p.81; MAJONE, 1989a, p.123; CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.383; STEWART, 1988a, p.159; EPAT, 1992, p.74; GRUBB, 1993, p.53; HAHN, 1989a, p.96; HAHN et HESTER, 1989a, p.363; HAHN et NOLL, 1990, p.352; HEISTER et MICHAELIS, 1990, p.5.

protection de l'environnement est l'objectif primordial de ces marchés, puisque les standards d'émission ont pour but de limiter ou de réduire la pollution.

Les *standards ambiants* poursuivent également cet objectif écologique⁶². Leur mise en oeuvre peut reposer sur des standards d'émission. Ainsi, Majone définit les "standards d'émission" (ou les "standards effluents") comme ceux qui fixent "la quantité et le type de pollution autorisée pour une source donnée (...) là où les montants exacts peuvent être définis de manière à atteindre l'objectif de réduction de la pollution défini par un standard ambiant"⁶³. Mais il ne serait pas correct de considérer que les standards ambiants supposent nécessairement des standards d'émission, car leur mise en oeuvre peut également reposer sur des charges d'émission (n'imposant pas de limitations quantitatives). Tel est le cas de l'approche des "charges et standards" (infra). Toutefois, il est vrai que dans le contexte particulier du *Clean Air Act*, la mise en oeuvre des standards ambiants (c'est-à-dire leur application au niveau des sources de pollution) repose sur des standards d'émission (supra, chapitre I, 2.2.1.1)⁶⁴.

En raison de la présence de standards d'émission dans les marchés de pollution, ceux-ci sont considérés comme des instruments "quantitatifs", par opposition à des instruments "de prix": "Les marchés de pollution sont généralement considérés comme des instruments 'quantitatifs' parce qu'ils limitent l'offre d'un bien, en l'espèce la pollution. Les instruments 'de prix', tels les charges d'émissions, sont à l'opposé des instruments quantitatifs. L'idée sous-jacente aux charges d'émissions est d'imposer aux pollueurs un prix déterminé pour chaque unité de pollution"⁶⁵. Il serait justifié de considérer qu'en raison de cette limitation quantitative imposée, les marchés de pollution offrent, du point de vue de la protection de l'environnement, davantage de garanties que les mécanismes de charges: dans ce dernier cas, seul le prix à payer viendrait limiter les émissions de pollution et leur volume ne serait pas

⁶² Pour la définition des standards ambiants, voy. chap.I, note 20 et 2.3.

⁶³ MAJONE, 1989a, pp.125-126.

⁶⁴ Voy. également PIETTE, 1988, p.443.

⁶⁵ HAHN, 1989a, p.96.

quantitativement défini⁶⁶.

Néanmoins, ceci ne serait vrai que dans un système de charges à l'état pur, tel celui des "charges d'émission" (ou "charges effluentes")⁶⁷, dont Majone donne la définition suivante: "(...) les charges d'émission (ou effluentes) sont des droits collectés par le gouvernement pour chaque unité de pollution émise dans le milieu atmosphérique ou aquatique"⁶⁸. Il existe en effet des systèmes mixtes, combinant standards environnementaux quantitatifs et mécanismes de prix, tel celui des "charges et standards"⁶⁹. Ce modèle est également présenté par Majone: on adopte "un ensemble de standards ambiants (...), mais leur réalisation passe par l'engagement du mécanisme des prix"⁷⁰. Dans ce dernier cas, la dimension quantitative ne consiste pas à limiter des émissions de pollution: elle ne procède pas de standards d'émission, mais de standards ambiants, définissant numériquement un niveau de qualité de l'environnement à atteindre⁷¹.

⁶⁶ Il se pourrait toutefois que l'on aboutisse au résultat inverse: les quantités de pollution effectivement émises seraient plus importantes dans un système quantitatif que dans un système de prix.

⁶⁷ Les instigateurs de ce concept sont notamment DORFMAN, 1972 et KNEESE et SCHULTZE, 1977.

⁶⁸ MAJONE, 1989a, p.121. Théoriquement, le montant du droit équivaut au coût marginal du dommage causé par chaque unité d'émission. Mais du point de vue pratique, il est impossible de quantifier avec exactitude les valeurs de base affectées par la pollution. De plus, le dommage écologique varie en fonction des conditions météorologiques, de la localisation de l'émission, etc. (*ibid.*, p.122). La firme qui cherche à minimiser ses coûts réduira ses émissions aussi longtemps que le coût marginal de réduction est inférieur au montant du droit. L'équilibre est réalisé au point où ce coût marginal équivaut à ce montant (*id.*).

⁶⁹ Ce modèle doit son origine à BAUMOL et OATES, 1975.

⁷⁰ MAJONE, 1988a, p.122. A la différence du montant du droit dans le système des charges à l'état pur (voy. la note 67), "les charges sont définies de manière à atteindre des standards qualitatifs déterminés, et ne tentent pas de les baser sur le montant inconnu des dommages nets marginaux" (*id.*).

⁷¹ Pour la définition des standards ambiants, voy. *supra*, chap.I, note 20 et 2.3.

3.2. L'efficience économique de la politique environnementale

En recherchant les justifications de la flexibilité introduite par les concepts du programme d'*Emissions trading* dans l'application des standards d'émission, les développements du chapitre II ont révélé la présence de deux philosophies distinctes: celle de la croissance économique et celle de la minimisation des coûts d'observance de ces standards. Alors que la première philosophie est associée à une politique de promotion de l'investissement (encouragement de l'installation de sources nouvelles), la seconde tient davantage aux intérêts "privés" de la collectivité des pollueurs d'une région (réduction des coûts d'observance dont bénéficient les sources existantes). Les développements qui suivent rattachent la notion d'efficience économique de la politique environnementale à cette seconde philosophie. Celle-ci reprend donc aussi l'idée d'incitation économique. Comme on l'a vu (supra, 1.2.1)⁷², la politique d'incitation économique ne prescrit pas directement la conduite de ses destinataires, mais prévoit des règles affectant leur situation financière et influençant leur comportement par cet intermédiaire. L'effet financier de ces règles se dégage de la définition des méthodes régulatrices d'incitation par Noll: en matière d'environnement, celles-ci "réalisent des objectifs de contrôle d'émissions au moindre coût"⁷³.

Le point de vue de l'efficience économique, c'est-à-dire de la minimisation des coûts d'observance des standards d'émission, a été adopté pour comparer les marchés de pollution à d'autres instruments de la politique environnementale.

Harrison et Nichols ont posé la question révélatrice de savoir comment les mécanismes de compensation entre les émissions respectives de plusieurs firmes permettaient de "réduire les coûts"⁷⁴. Ils comparent alors l'instrument des standards d'émission uniformes (imposant

⁷² Voy. également la note 24.

⁷³ NOLL, 1991, p.73.

⁷⁴ HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.E-4: "*How Trading Reduces Costs*". Leur étude est consacrée au programme particulier du *South Coast Air Quality Management District (SCAQMD)* en Californie, mais l'introduction, d'où provient la présente citation, concerne les marchés de pollution en général. A propos du *SCAQMD*, voy. infra, 5.2.1.

les mêmes réductions d'émission à tous leurs destinataires) à celui des marchés de pollution⁷⁵. "Les standards d'émission imposent des coûts élevés pour deux raisons. Premièrement, la disponibilité de techniques de contrôle et les moyens de se les procurer varient considérablement entre les différentes catégories de sources, ce qui crée des variations correspondantes au niveau des coûts marginaux de contrôle. Deuxièmement, au sein d'une même catégorie (par exemple les centrales électriques), les standards uniformes correspondent à des coûts très différents selon l'installation où prend place le contrôle: le même standard d'oxyde de nitrogène (la réduction qu'il impose) peut coûter relativement peu pour une grosse installation électrique à longue durée de fonctionnement, mais beaucoup plus pour une installation plus petite, utilisée seulement aux heures de pointe et dont la mise hors service est proche. Avec les mécanismes de compensation, les sources confrontées à des coûts élevés peuvent acheter des réductions d'émission additionnelles aux sources pour lesquelles ces coûts sont bas⁷⁶. Tant les acheteurs que les vendeurs profitent de la flexibilité qui leur est ainsi procurée. Les acheteurs (firmes confrontées à des coûts élevés) y gagnent parce qu'ils achètent des réductions additionnelles pour un prix inférieur aux coûts de contrôle qu'ils

⁷⁵ Tietenberg procède à la même comparaison, au départ d'études estimant les économies potentielles de coûts dans un système de permis transférables - en l'espèce celui du programme d'*Emissions trading*. Selon ces études, ces économies seraient considérables, car dans plusieurs cas, le système de commande et contrôle coûte déjà deux fois plus cher que ce que l'on prévoit théoriquement pour réaliser un objectif environnemental particulier (pour la période de 1981 à 1990, l'EPA avait prévu, pour les coûts totaux du contrôle des émissions dans l'atmosphère, une somme excédant 175 milliards de dollars). Dès lors, la mise en oeuvre d'un système de permis transférables représenterait des économies considérables. Tietenberg a toutefois relevé que ces études présupposaient qu'aucun des équipements en capital nécessaires pour les contrôles d'émissions n'était en place, alors qu'en fait, le programme d'*Emissions trading* a été introduit après la mise en place de tels équipements. Il faut donc relativiser l'importance de l'économie réalisée par l'introduction de ce système. Toutefois, l'on peut raisonnablement s'attendre à des économies annuelles s'exprimant en milliards de dollars. Voy. TIETENBERG, 1985, pp.40-45; HAHN et HESTER, 1989a, p.363; 1989b, p.111.

⁷⁶ Ces opérations peuvent se réaliser entre des sources appartenant à une même catégorie, comme dans l'exemple précité de deux centrales électriques. Pour un transfert entre sources de catégorie différente, HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.62, donnent l'exemple de réductions additionnelles de l'utilisation de solvants dans des produits de consommation, qui peuvent réduire les émissions de gaz organiques réactifs (*reactive organic gasses* ou *ROG*) suffisamment que pour permettre l'évitement de technologies de contrôle extrêmement coûteuses au niveau de raffineries. Les émissions de gaz organiques réactifs sont à l'origine du smog (NOLL, 1991, p.82).

supporteraient pour procéder effectivement à ces réductions. Les vendeurs (firmes pour lesquelles ces coûts sont moindres) y gagnent, parce qu'ils obtiennent de la vente plus que la dépense des contrôles additionnels"⁷⁷.

Une comparaison plus systématique a été entreprise par Maloney et Yandle, qui ont confronté trois mécanismes et non deux: celui des standards d'émission visant des équipements particuliers et leur imposant des réductions uniformes⁷⁸, celui des standards portant sur une installation entière⁷⁹, et celui des standards régionaux ou marchés de pollution⁸⁰. Les compensations d'émission au sein d'une même firme constituent ici un élément supplémentaire dans la comparaison. Maloney et Yandle se sont basés sur le même principe d'efficience économique que Harrison et Nichols: "Si le coût représenté par la réduction d'une unité supplémentaire d'un polluant donné (coût marginal de réduction) est plus élevé pour certaines sources que pour d'autres, le coût total de réalisation de l'objectif de qualité de l'air peut être réduit en déplaçant la charge de réduction des sources pour lesquelles ces coûts sont élevés vers celles pour lesquelles ils sont moindres"⁸¹. L'étude de Maloney et Yandle est de portée générale, mais elle a été réalisée dans le contexte politique de la formation du programme d'*Emissions trading* de l'EPA. Plus particulièrement, ces

⁷⁷ Les auteurs ajoutent que "les consommateurs et le pays dans son ensemble y gagnent parce que ces transactions mènent globalement à des coûts de contrôle de pollution inférieurs" (*id.*). Le système des marchés de pollution ne bénéficierait donc pas seulement aux firmes polluantes, destinataires des standards d'émission, mais aussi au public en général. Cette idée est importante, car elle nuance celle d'après laquelle c'est la philosophie de la minimisation des coûts d'observance (ou de l'incitation économique) qui justifie ces marchés.

⁷⁸ "Source-by-source standards", MALONEY et YANDLE, 1980, p.50. Il s'agit du même concept que celui des standards d'émission uniformes de Harrison et Nichols (*supra*). MALONEY et YANDLE, 1984, p.246, utilisent d'ailleurs également le terme de "standards de réduction uniforme" ("*uniform percentage abatement standards across all sources*").

⁷⁹ "Plant-bubble", MALONEY et YANDLE, 1980, p.50. Dans le programme d'*Emissions trading* de l'EPA, ce concept correspond à ceux de *compliance bubble* et de *netting*, parce que ceux-ci visent en tout état de cause des compensations d'émission internes à une même source (*supra*, chap.II, 2.3.2, 2.3.3 et 2.3.4).

⁸⁰ Concept de "*multi-plant standard*", *id.* Pour une référence à l'idée de région, voy. aussi DALES, 1968, p.78 et MALONEY et YANDLE, 1984, p.247.

⁸¹ MALONEY et YANDLE, 1980, pp.49-50.

auteurs y ont procédé peu avant la déclaration de l'EPA du 11 décembre 1979 annonçant le concept de *bubble* (supra, chapitre II, 4.2.1). Ils se sont basés sur des données récoltées en 1976 par des ingénieurs de la société du Pont. Leur étude consistait à comparer les trois types de standards du point de vue des coûts de réduction qu'ils impliquaient respectivement. Les résultats de l'étude établissent l'efficience supérieure des systèmes de standards régionaux par rapport aux standards uniformes visant des équipements particuliers. Ces résultats montrent par ailleurs que les standards régionaux impliquent des coûts réduits comparé aux standards portant sur une même installation⁸².

Le principe d'efficience économique utilisé dans les deux études qui précèdent révèle déjà l'intérêt financier que représentent les mécanismes de compensation entre les émissions respectives des diverses sources d'un même marché de pollution: les réductions d'émissions imposées par les standards correspondent à des coûts variables pour leur destinataires. Les firmes pour lesquelles ces coûts sont élevés ont avantage à acheter des permis d'émission plutôt qu'à réduire leurs émissions. Inversement, celles pour lesquelles ces coûts sont moindres ont avantage à réduire leurs émissions, pour créer des crédits d'émission qu'elles peuvent vendre aux premières. Le prix des permis sera donc déterminant: pour les acheteurs, il doit être inférieur au coût de réduction de la quantité d'émission qu'il autorise. Pour les vendeurs, il doit être supérieur à ce coût⁸³.

En présentant les conditions requises pour un "marché efficient", R.G.Noll a exprimé cette idée en une seule formule: la somme des coûts de réduction des émissions et des coûts des permis doit être minimisée⁸⁴. Ceci dépendra de la répartition des permis d'émission et des réductions d'émission correspondantes. La minimisation de la somme des coûts de réduction et des coûts des permis est réalisée lorsque les firmes qui réduisent la pollution sont

⁸² *Ibid.*, p.50.

⁸³ La formation du prix des permis sera étudiée dans le chapitre IV, car elle dépend de l'offre et de la demande des permis, c'est-à-dire du fonctionnement du marché et non de sa conception administrative.

⁸⁴ NOLL, 1982, p.116. L'idée de "minimisation du coût total" de la réalisation de l'objectif environnemental se trouve également chez MAJONE, 1989a, p.123 et ROBERTS, 1982, p.1026.

celles pour lesquelles ces coûts sont les moindres et lorsqu'elles peuvent alors vendre des permis à des prix relativement bas. La formule d'efficience économique d'un marché de pollution définit donc une répartition précise des crédits d'émission entre les pollueurs. Du point de vue de la conception administrative, il faudra donc rechercher la réalisation d'une telle répartition (assurer son caractère concurrentiel, l'émission de signaux de prix et la minimisation des coûts de transaction, *infra*).

Cette formule d'efficience peut également s'exprimer d'un autre point de vue, si l'on adopte la perspective individuelle des partenaires du marché de pollution (acheteurs et vendeurs), et non plus celle de la répartition des permis dans le marché comme un ensemble. "Les industries avec des coûts marginaux de réduction relativement hauts achèteraient des permis d'émission, jusqu'à ce que le coût marginal de réduction d'une unité de pollution égale le prix du permis"⁸⁵. L'entreprise achètera donc ces permis tant que le coût marginal de réduction d'une unité de pollution est supérieur au prix du permis. Inversement, "un pollueur avec des coûts marginaux de réduction relativement bas réduirait les émissions et vendrait des droits de pollution, jusqu'à ce que ses coûts de réduction équivalent le prix du permis"⁸⁶. L'entreprise vendra donc ces permis tant que le prix qu'elle peut obtenir est supérieur au prix que lui coûte la réduction.

R.Noll a établi l'exemple numérique suivant, pour l'hypothèse simplifiée d'un marché ne comptant que deux partenaires:

	Société A			Société B	
<i>Amount abated</i>	<i>Total cost (\$)</i>	<i>Added cost (\$)</i>	<i>Amount abated (\$)</i>	<i>Total cost (\$)</i>	<i>Added cost (\$)</i>
1	100	100	1	200	200
2	300	200	2	600	400

⁸⁵ ROBERTS, 1982, p.1026.

⁸⁶ ROBERTS, 1982, p.1026, note 24.

3	600	300	3	1000	400
4	1000	400	4	1500	500
5	1400	400	5	2200	700
6	1900	500	6	3000	800
7	2500	600	7	4000	1000

Amount abated = quantité physique d'émissions pour une période de temps donnée.

Total cost = montant dépensé pour réduire la quantité d'émissions située sur la ligne correspondante.

Added cost = différence, par rapport au coût total, due à la dernière unité de réduction.

Dans cet exemple, la société B pollue plus que la société A. Pour la société B, passer de la quantité d'émission 4 à la quantité 5 correspond, du point de vue des coûts de réduction, à un coût différentiel de 700 dollars. Par contre, ce coût n'est que de 400 dollars pour la société A, qui pollue moins. Au lieu de réduire ses émissions, ce qui lui coûterait 700 dollars, B achète une unité d'émission à A. Ne possédant plus cette unité, A doit réduire ses émissions en conséquence. Mais ceci ne lui coûte que 400 dollars. Si le prix du droit se situe entre 401 et 699 dollars, chacune des deux entreprises tirera un avantage de l'opération⁸⁷.

Cet objectif d'efficience, s'exprimant en termes de minimisation du coût total de la politique environnementale ou en termes de nature micro-économique, suppose une participation effective des entreprises polluantes concernées par le marché de pollution. A cette fin, le marché doit être conçu pour attirer ces entreprises.

3.3. Le caractère attractif du marché de pollution

L'étude de la notion de conception administrative a montré que celle-ci consistait à mobiliser un mécanisme de marché pour la réalisation des objectifs d'une politique

⁸⁷ NOLL, 1991, p.74.

environnementale (supra, 1.1). Si le marché se conçoit comme un instrument, l'on peut considérer intuitivement que son fonctionnement effectif et concurrentiel conditionnera son efficacité dans l'atteinte de l'objectif environnemental. L'étude des buts de la conception administrative introduit quant à elle la notion d'efficience économique de cette politique environnementale. Comme on l'a vu, la minimisation de la somme des coûts de réduction et des coûts des permis (formule d'efficience de Noll) suppose une situation de concurrence parfaite au sein du marché de pollution: aucune entrave ne devrait empêcher l'offre et la demande de déboucher sur la répartition optimale des permis entre les pollueurs (supra, 3.2). Mais pour cela, il importe que tous les pollueurs concernés participent au marché. Les firmes dont les coûts de réduction sont faibles doivent faire bénéficier les autres de leur avance technologique (vente de droits). Inversement, celles à qui le maintien du niveau de production interdit des réductions d'émissions doivent se présenter comme acheteurs de ces droits (demande de droits).

En vue d'arriver à une telle situation, l'administration chargée de la conception du marché de pollution doit le rendre attractif pour les pollueurs qui sont ses participants potentiels. Des garanties et des avantages doivent leur être concédés à cette fin, ce qui génère certaines responsabilités administratives. L'examen de la littérature révèle de la sorte que l'attrait du marché de pollution dépend en grande partie de la *sécurité juridique* dont les pollueurs peuvent bénéficier en ce qui concerne l'usage de leurs droits⁸⁸: dans ce domaine, les incertitudes sont de nature à décourager les transferts de droits⁸⁹ et, plus généralement, la participation au marché. Un autre élément du caractère attractif d'un tel marché est la *flexibilité* qu'il peut offrir à ses partenaires. Le concept de flexibilité a déjà été utilisé dans le chapitre II, où il désignait la possibilité d'une diversification des contrôles d'émissions entre plusieurs sources de pollution dans le contexte du programme d'*Emissions trading*. En

⁸⁸ Voy. notamment LIROFF, 1980, p.26; HARRISON et NICHOLS, 1990, pp.61-62; PEETERS, 1992, pp.97, 100 (forme du contrôle administratif des transferts de droits: déclaration de transfert par les parties et réaction formalisée de l'administration), 98 (déplacement temporel: contrôle administratif au moment de l'utilisation du droit et déclaration préalable du moment prévu pour cette utilisation), 124 (réduction du volume de pollution global lors du fonctionnement du marché).

⁸⁹ Ainsi que le remarquent HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.62, à propos de la modification administrative des limites d'émission globales.

ce sens, la flexibilité s'est présentée comme une marge de manoeuvre ouverte aux pollueurs et constituant l'apport spécifique des concepts du programme par rapport au mécanisme des standards d'émission individualisés. La flexibilité dont il est présentement question possède un sens différent, que l'on peut dégager de la lecture du chapitre III de l'ouvrage de M.Peeters consacré aux marchés de pollution⁹⁰. Le concept veut alors dire que les décisions de transfert de permis prises par les acteurs sociaux, les partenaires du marché, peuvent être facilement et rapidement suivies d'effet⁹¹. En d'autres termes, le contexte institutionnel du marché de pollution se doit de minimiser les résistances auxquelles peuvent se heurter les décisions privées d'achat et de vente. L'attrait du marché demandera dès lors d'alléger au maximum les contraintes administratives de nature à ralentir les transferts de permis, ou à dissuader les pollueurs d'y procéder.

3.4. Observation méthodologique

Dans le cadre de l'étude de la conception administrative des marchés de pollution, l'on a présenté les divers objets de cette conception (supra, section 2) et les buts pour la réalisation desquels ces instruments sont conçus (supra, section 3). Les actes administratifs de conception seront présentés en fonction de leurs objets respectifs. L'un des objets de cette conception est notamment le droit de pollution, l'unité monétaire du marché. Cette unité comporte plusieurs caractères, parmi lesquels une certaine durée de validité. De ce point de vue, l'acte administratif a un objet tout à fait spécifique: déterminer cette durée de validité. C'est alors que peuvent être réintroduits les buts de la conception administrative, et que l'on peut en même temps s'interroger sur les intérêts en faveur desquels jouera un acte administratif pris dans tel ou tel sens.

Dans le cadre de la problématique de la durée de vie des permis par exemple,

⁹⁰ PEETERS, 1992. Le chapitre III de cet ouvrage concerne la conception administrative des marchés de pollution (pp.75-128).

⁹¹ *Ibid.*, pp.94-96 (problème du contrôle administratif individualisé des transferts), 99, 110 (recours des tiers ralentissant les transferts).

l'administration peut opter pour une durée limitée ou pour une durée illimitée⁹². En cas de durée limitée, les permis non utilisés doivent être renouvelés (ce qui suppose une procédure particulière) après un certain temps, ce à défaut de quoi ils viennent à échéance. En cas de durée illimitée, ils sont valides tant qu'ils ne sont pas utilisés par leurs titulaires. La décision administrative déterminant la viabilité des permis est susceptible d'influencer des intérêts divers, corrélatifs aux buts poursuivis au stade de la conception administrative. Du point de vue de la lutte contre la pollution, les permis à durée illimitée peuvent sembler préférables aux permis à durée limitée: il est alors plus simple pour l'administration de modifier la quantité des droits en circulation, par exemple de réduire cette quantité dans le cadre d'une action d'assainissement momentanée. En effet, rien ne l'empêche alors d'établir que les droits seront valides jusqu'à ce qu'une procédure formelle les invalide (ou modifie le volume d'émissions qu'ils admettent)⁹³. L'option pour la durée de vie illimitée des permis permet donc à l'administration de frapper cette durée d'incertitude, ce qui facilite la manipulation de l'instrument au service de sa politique environnementale. Par contre, l'option pour la viabilité limitée des permis est plus avantageuse aux pollueurs potentiels, en ce sens qu'ils bénéficient de la certitude accompagnant la définition d'une période de validité limitée. L'inconvénient se situe cette fois du côté de la politique environnementale, dans la mesure où l'instrument n'est plus aussi aisément manipulable par l'administration: en principe, celle-ci devra attendre l'expiration des permis pour décider de ne plus les remettre (ou d'en remettre moins) en circulation⁹⁴. Mais comme on l'a vu, les pollueurs bénéficient d'une certitude accrue, ce qui peut constituer l'objectif d'une action administrative de conception cherchant à rendre le marché attractif pour ses participants potentiels (voy. infra, 6.3.1.3).

Cet exemple illustre la méthode mise en oeuvre dans les développements qui suivent. Il s'agira tout d'abord de diversifier les actions de conception administrative en fonction de leurs objets respectifs (la durée de validité des droits de pollution, les limitations géographiques qu'ils induisent, leur mode de distribution initial, etc.). Les objets constituent

⁹² NOLL, 1982, p.118.

⁹³ *Id.*

⁹⁴ PEETERS, 1992, p.124 (forme de la "réduction dans le temps" du volume global de pollution émissible).

des cadres au sein desquels l'action administrative peut prendre des orientations variables, en fonction de son but (lutte contre la pollution, efficience économique ou caractère attractif du marché, supra) et de l'intérêt social privilégié (protection de l'environnement ou sécurité juridique favorable aux pollueurs).

L'exemple montre également que les buts de la conception administrative peuvent entrer en conflit: dans une telle hypothèse, l'administration privilégiera tel objectif par rapport à tel autre en fonction de l'intérêt social auquel elle donne priorité. Les conflits d'objectifs feront donc appel à des choix politiques. Néanmoins, la conception administrative ne sera pas toujours conflictuelle: ses buts peuvent s'avérer compatibles et même se conditionner. Tel sera normalement le cas à propos des objectifs d'efficience économique de la politique environnementale et d'attrait du marché de pollution pour ses partenaires potentiels (supra, 3.3).

4. ESSAI DE CLASSIFICATION DES OBJETS DE LA CONCEPTION ADMINISTRATIVE

Dans la section 2 du présent chapitre, les objets de la conception administrative sont présentés en chaos: cette section prétend simplement signaler les différentes dispositions publiques de base nécessaires pour la mobilisation d'un marché, de même que leur multiplicité. Dans ce contexte, il a suffi de les répertorier en les attribuant aux différents auteurs qui ont abordé la question de la conception administrative. Cette énumération va faire l'objet d'une double classification. Il s'agira premièrement de regrouper les différents concepts qui recoupent une même problématique. Deuxièmement, les problématiques (ou les objets de conception administrative) ainsi éclaircies seront classifiées en trois dimensions: une dimension spatiale, une dimension temporelle et une dimension mixte (spatiale et temporelle).

Les différentes problématiques représentées sont les suivantes:

- . Le commencement du marché (Peeters), l'allocation initiale des permis entre les pollueurs (Noll, Jones et Corfee-Morlot, Harrison et Nichols), leur schéma de distribution (Raufer et Feldman) ou les procédures pour définir les crédits (Liroff); la compatibilité du marché de pollution avec d'autres politiques environnementales (Jones et Corfee-Morlot).
- . L'étendue géographique du marché, sa définition (Noll) ou son champ d'application (Harrison et Nichols).
- . Les partenaires du marché, leur nombre (Noll), les institutions et les règles destinées à assurer une quantité suffisante d'acheteurs et de vendeurs (Liroff), et un nombre maximum de participants (Jones et Corfee-Morlot); la nature des partenaires en interaction (Harrison et Nichols).
- . Le droit de pollution ou d'émettre des polluants (Peeters, Raufer et Feldman), l'objet d'échange (Jones et Corfee-Morlot), les unités d'échange (Harrison et Nichols), l'unité monétaire (Cook), la valeur du droit de pollution, les procédures pour établir cette valeur (Liroff), la forme de pollution admise (Peeters), les émissions autorisées (Harrison et Nichols), la durée de vie du droit (Noll), les conditions météorologiques des émissions (Noll), les bulletins pour les détenteurs de coupons (Harrison et Nichols); le prix des crédits (Peeters, Tietenberg) et les procédures pour communiquer leur disponibilité (Liroff).
- . Les échanges dans le marché (Raufer et Feldman) ou le fonctionnement de celui-ci (Noll).

- . La transférabilité du droit de pollution (Peeters), les règles de transfert (Harrison et Nichols) ou de circulation (Cook) de cette unité monétaire, ou les critères d'approbation des échanges (Harrison et Nichols).
- . Les responsabilités de l'administration (Harrison et Nichols).
- . La surveillance (Harrison et Nichols) et l'exécution (Jones et Corfee-Morlot) des obligations, de même que les pénalités (Harrison et Nichols).

Les problématiques qui viennent d'être énumérées et qui constituent les objets de la conception administrative des marchés de pollution peuvent être respectivement attribuées à une dimension spatiale et à une dimension temporelle. L'une d'entre elles, celle du droit de pollution, recouvre à la fois des éléments spatiaux et des éléments temporels. Quant aux thèmes du prix des crédits, des procédures pour communiquer leur disponibilité, des échanges dans le marché, de la transférabilité et des règles de transfert des permis, ils ne relèvent pas de la conception administrative proprement dite, qui consiste fonctionnellement à mobiliser la dynamique du marché (supra, section 2), mais ils se rattachent au fonctionnement effectif de celui-ci et aux interventions administratives éventuellement requises dans ce contexte. Ces questions seront donc abordées dans un chapitre différent (chapitre IV). La problématique de la surveillance, de l'exécution et des pénalités sera quant à elle abordée dans le contexte du thème de la responsabilité (IIIème partie: chapitre V).

La section 5 du présent chapitre est consacrée à la dimension spatiale des marchés de pollution, qui recouvre à la fois la question de leur étendue géographique et de leurs partenaires (pollueurs localisés dans la région du marché). La section 6 comprend à la fois des éléments spatiaux et des éléments temporels. Elle concerne en effet le thème du droit de pollution, dont la valeur (le volume des émissions admises) inclut des déterminations périodiques et géographiques. La section 7 concerne la dimension temporelle des marchés de pollution, laquelle recouvre les questions du commencement du marché et de sa compatibilité avec d'autres politiques environnementales (problèmes de transition).

5. LA DIMENSION SPATIALE DES MARCHES DE POLLUTION

5.1. L'objectif et le présupposé de la circonscription d'une région de marché

La circonscription de régions constituant l'assise territoriale des marchés de pollution est la première phase de leur conception administrative⁹⁵. Dans la perspective de Dales, le comité administratif compétent fixe un objectif environnemental à atteindre dans les différentes régions qu'il définit: *la qualité de l'environnement ou le niveau de pollution de ces régions respectives* détermine la quantité globale de déchets qui pourra y être déversée (fonction législative du comité). Cette quantité globale est alors divisée en droits de pollution (fonction exécutive du comité), que les pollueurs de la région se répartissent entre eux (supra, 1.1). La définition d'une région de marché sert donc à spécifier l'objectif de la politique environnementale en termes d'émissions admises: il faut y atteindre une "moyenne" spécifique en termes de qualité de l'environnement, et cette moyenne est définie en fonction de la pollution effectivement émise dans cette région. Elle dicte alors les réductions requises par l'intermédiaire du standard d'émission global. Par ailleurs, la définition de la région de marché permet d'identifier les destinataires de cette politique environnementale: la région comporte *un certain nombre de pollueurs*, qui prendront à leur charge des fractions variables du standard d'émission global.

Comme on le voit, la conception administrative d'une région de marché s'inspire primordialement de l'état de la pollution dans une zone géographique donnée. En d'autres termes, c'est l'étendue spatiale d'un certain dommage écologique qui régit la circonscription d'une telle région⁹⁶. Ce dommage se caractérise aussi par l'importance quantitative du phénomène de pollution qu'il représente: sur cette base, l'administration *définit un standard d'émission* imposant une limitation ou une réduction réalisable de la quantité globale de pollution qui est émise. Et enfin, ce remède est prescrit à la collectivité des pollueurs qui peuvent être considérés comme les auteurs du dommage écologique en question. La politique

⁹⁵ Voy. également la citation éclairante de Roberts, supra, note 18.

⁹⁶ TEUBNER, 1994, pp.29-30, relève l'importance des lignes géographiques du problème écologique en cause dans la politique des marchés de pollution.

des marchés de pollution repose donc sur *la construction d'une relation de cause à effet* entre les activités de ces pollueurs et le dommage écologique caractéristique d'une région déterminée. En effet, c'est à la collectivité de ces pollueurs qu'est prescrit le standard d'émission global, qui leur impose de maintenir leurs émissions dans certaines limites ou de les réduire (en vue de réaliser l'objectif de la politique environnementale).

La construction causale en question représente donc une base technique indispensable pour la circonscription d'un marché de pollution: un dommage localisé est attribué à une collectivité bien précise, et la résorption du dommage est escomptée de l'observance du standard d'émission par cette collectivité. Ce présupposé problématise d'emblée la définition administrative des frontières géographiques d'un marché de pollution. De manière générale, l'attribution causale des dommages écologiques représente un problème majeur pour le droit de l'environnement. Ceci ne vaut pas seulement dans le contexte juridictionnel des actions en réparation introduites par les victimes particulières de ces dommages (problème de la responsabilité écologique), mais également dans le contexte administratif de la conception d'un instrument efficace de lutte contre la pollution. En effet, il va de soi qu'une politique qui prétend aboutir à un résultat social déterminé se condamne d'avance à l'échec si ses destinataires ne sont pas réellement à l'origine du problème auquel elle veut remédier. Cette difficulté n'est pas absente du contexte particulier de la conception administrative des marchés de pollution.

R.G. Noll a justement relevé la question à propos de la construction causale que présuppose la définition des régions de marché. Les développements qui précèdent montrent que le dommage écologique propre à une zone déterminée, la région de marché, est attribué par la politique aux pollueurs qui exercent leurs activités dans cette région. C'est l'interaction des causes possibles du phénomène de pollution considéré qui pose alors des problèmes. Idéalement parlant, chaque lieu où survient un dommage de pollution devrait pouvoir former un "marché séparé"⁹⁷. L'efficacité du mécanisme reposerait alors sur le caractère connu de l'impact environnemental des différents points d'émission y étant situés, ou en d'autres termes

⁹⁷ NOLL, 1982, p.117.

sur la connaissance de leurs "fonctions de transformation" respectives⁹⁸. On pourrait alors leur prescrire une limitation d'émission globale permettant d'arriver à la réparation intégrale du dommage de pollution considéré. L'interaction causale mentionnée représente toutefois deux problèmes par rapport à cette théorie.

Premièrement, l'interaction causale peut exclure toute connaissance de la fonction de transformation exacte des sources situées dans le marché. Les sources provoquant des effets de pollution à longue distance appellent généralement des interactions avec les effets de pollution d'autres sources: plus la distance d'une source par rapport à son effet de pollution augmente, plus ses émissions risquent de se mêler à celles d'autres installations, ce qui problématise la connaissance de leurs impacts respectifs sur l'environnement. Noll prend l'exemple extrême du problème de la pluie acide au Canada, à New York et en Nouvelle Angleterre: ce problème "représente probablement l'effet cumulatif d'émissions de milliers de sources, situées parfois à un millier de miles les unes des autres"⁹⁹. Les cas de ce type montrent qu'il est difficile de définir une fonction de transformation déterminant les limitations imposables aux sources d'une région dont les émissions se mêlent à celles d'une autre région. A défaut de pouvoir définir l'impact environnemental des premières, il devient problématique de leur imposer les limitations d'émission débouchant sur le résultat escompté.

Deuxièmement, même dans l'hypothèse de sources pourvues d'effets locaux et dont la fonction de transformation est connue, la politique peut se heurter à un problème d'identification. C'est le cas lorsque des sources situées en dehors du territoire du marché provoquent des effets de pollution qui entrent en interaction avec ceux des sources situées dans les limites de ce territoire¹⁰⁰. L'importance respective des rôles que jouent les sources

⁹⁸ *Id.*

⁹⁹ *Id.*

¹⁰⁰ C'est aussi un aspect du problème précédent, qui concerne les sources pourvues d'effets à longue distance. En effet, leur impact environnemental peut être sujet à des interactions avec des sources situées en dehors de la région de marché (où survient le dommage écologique). Dans cette hypothèse toutefois, le premier problème ne tient pas à l'effectivité, mais au fait que l'interaction causale exclut la connaissance de la fonction de transformation des sources situées dans le marché. Ceci pose un problème d'imputation: on ne peut pas leur prescrire les limitations supposées réaliser le niveau de qualité de

"internes" et les sources "externes" au marché est connue (puisque l'on connaît au moins la fonction de transformation des premières), mais la politique est sans moyen d'action sur ces dernières dans la mesure où elles ne sont pas identifiables (elles ne constituent pas une collectivité déterminée). Un exemple de ce problème se trouve dans les développements que Dales consacre à la conception d'un marché de pollution s'appliquant à un milieu aquatique déterminé. "Les experts peuvent mesurer sans trop de difficultés la quantité de déchets provenant des sources identifiables - les conduits se déversant dans le système aquatique - mais ils ne peuvent mesurer avec exactitude celle qui provient des sources de surface ou de précipitations d'origine atmosphérique"¹⁰¹. La pollution est donc partiellement due à des sources auxquelles il n'est pas possible d'imposer le standard d'émission, dans la mesure où elles ne sont pas identifiables parce que soustraites à la zone géographique du marché. Les "sources de surface" mentionnées peuvent être des embarcations qui transitent par cette zone, mais qu'il est impossible de retrouver en raison de leur mobilité¹⁰². Quant aux précipitations d'origine atmosphérique, elles peuvent faire intervenir des acteurs dont le nombre considérable exclut l'identification individuelle.

La circonscription géographique idéale d'un marché de pollution suppose donc 1) que l'intégralité du dommage peut être imputée à la collectivité des pollueurs qui s'y trouvent 2) et à elle seule. De la sorte, la formulation du standard d'émission globalement applicable à cette collectivité permettrait la résorption intégrale du dommage. Des problèmes d'interaction causale probléatisent ces deux présupposés.

Tout d'abord, la fonction de transformation de cette collectivité (l'impact environnemental de ses activités) n'est pas nécessairement connue. Dans le cas des effets de

l'environnement souhaité, car on ne sait pas dans quelle mesure elles contribuent effectivement au dommage spécifique de la région de marché.

¹⁰¹ DALES, 1968, p.79.

¹⁰² La formulation de standards d'émission applicables à des sources mobiles pose un problème en raison précisément de leur mobilité: ces sources traversent des zones caractérisées par des niveaux de pollution différents. Il n'est donc pas possible de leur imposer des limitations d'émission dictées par l'état de pollution d'une zone déterminée. Le *Clean Air Act* a trouvé une solution à ce problème en prévoyant un contrôle des sources indirectes (supra, chap.I, 2.2.1.3).

pollution à longue distance, l'impact spécifique des pollueurs de la région est inconnu. On ne peut donc leur imputer l'intégralité de la charge de réparation du dommage (sous la forme d'une limitation d'émission). Face à ce problème, Noll a formulé une solution politique: "La faisabilité d'un marché de pollution dépend de l'importance relative des effets locaux et des effets à longue distance"¹⁰³. Lorsque ces derniers sont prédominants, l'instrument du marché de pollution ne sera donc pas choisi. Par contre, s'ils ne représentent qu'une fraction minimale du dommage, le marché de pollution pourra être mis en oeuvre. Mais son fonctionnement reposera sur certaines "simplifications"¹⁰⁴: toute interaction n'étant pas écartée, l'attribution de l'intégralité du dommage à la collectivité des pollueurs de la région reste en partie fictive.

Ensuite, la fonction de transformation des pollueurs de la région peut être connue. Mais cette connaissance révèle précisément que la collectivité régionale ne représente qu'une fraction du dommage global, et que la fraction restante n'est pas attribuable (problème d'identification des pollueurs ne se rattachant pas d'une manière fixe à la région: sources mobiles ou situées dans un milieu écologique différent). Dales a formulé pour cette hypothèse un dispositif politique apparenté à celui de Noll: le comité administratif concevra un marché limité aux sources identifiables (les conduits se déversant dans le milieu aquatique considéré) et écartera le problème des émissions restantes. Il s'agit donc encore d'une simplification. Mais comme dans le cas précédent, l'on présuppose tout de même que les sources identifiables représentent la majeure partie du dommage: "Les experts considèrent que la plupart des déchets proviennent des sources identifiables (...) "¹⁰⁵. A défaut d'une telle considération, l'instrument du marché de pollution n'est pas utilisé.

L'objectif de la circonscription d'une région de marché est la formulation d'un standard d'émission permettant de résorber la pollution spécifique de cette région. Ce standard est imparti aux pollueurs situés dans cette région. L'on *présuppose* donc que ceux-ci sont les auteurs du dommage que l'on cherche à résorber. Ce présupposé représente souvent une

¹⁰³ NOLL, 1982, p.117.

¹⁰⁴ *Id.*: "Un important problème de conception consiste à procéder à des simplifications dans la définition des permis *et des régions où ils sont valides* (...)", c'est moi qui souligne.

¹⁰⁵ DALES, 1968, p.79.

simplification par rapport aux interactions causales étant effectivement à l'origine de la pollution, mais il est requis par la technique du marché de pollution.

La question de la dimension spatiale des marchés de pollution fait appel au développement de deux des objets de leur conception administrative: leur étendue géographique (5.2) et leurs partenaires (5.3). Le droit de pollution, qui constitue un autre objet de conception administrative, se rattache également à la problématique de la dimension spatiale des marchés, car la prérogative qu'il confère est géographiquement déterminée. En effet, l'impact des émissions admises doit se limiter à la zone du marché, puisque c'est au départ de l'état de pollution *propre à cette zone* qu'est défini le standard d'émission global (divisé en droits de pollution multiples). Son application n'aboutirait pas à la qualité moyenne de l'environnement recherchée *pour cette zone* si ses effets en termes d'émissions ne s'y limitaient pas. Cette problématique, qui concerne la valeur des droits de pollution (c'est-à-dire le volume des émissions qu'ils admettent), n'est toutefois pas abordée dans la présente section (éléments spatiaux), car elle recouvre également des éléments temporels (durée de vie des permis et conditions météorologiques des émissions). Une section particulière lui sera donc consacrée (section 6).

5.2. L'étendue géographique des marchés de pollution

5.2.1. *Marchés locaux, régionaux, nationaux ou internationaux*

La politique environnementale effectivement pratiquée principalement aux Etats-Unis, la doctrine et certains projets réglementaires livrent des exemples de marchés de portée locale, régionale, nationale ou internationale. Selon la présente thèse, les marchés *locaux* sont ceux qui sont utilisés pour protéger un élément précis dans un patrimoine écologique, tel une rivière ou un lac, ou la qualité de l'environnement dans une localité déterminée. A titre d'exemples, l'on peut citer les programmes de permis transférables du Dillon Reservoir au Colorado¹⁰⁶ et de la Wisconsin Fox River¹⁰⁷, de même que le marché en phase de

¹⁰⁶ Ce programme, qui est effectivement en vigueur depuis 1984, est mentionné par HAHN et HESTER, 1989a, p.393 ss. et par HUGHES, 1992, p.39.

conception à Los Angeles pour la lutte contre le smog dans cette agglomération¹⁰⁸. Ainsi que leur nom l'indique, les marchés *régionaux* ont une région donnée pour portée spatiale. Le texte fondateur de J.H.Dales constitue un premier exemple: un Etat est divisé en "régions" et une qualité d'eau moyenne pour chaque région est définie. Cette définition débouche sur la formulation d'un standard d'émission global, sur la base duquel peut s'organiser un marché (supra, 1.1). Le *Clean Air Act* et le programme d'*Emissions trading* (qui le met en oeuvre, supra, chapitre II, section 1) représente un deuxième exemple: les régions dont il est présentement question peuvent correspondre aux zones conformes ou non conformes à l'intérieur d'un Etat (supra, chapitre I, 2.2.5). A ces zones seront naturellement attribués des standards d'émission appropriés, sur la base respective desquels peuvent s'organiser des marchés différents. L'idée de marchés *nationaux* a été avancée par R.Swart, selon qui "un système d'échange de permis peut se développer (...) au sein d'un même pays"¹⁰⁹. Le même auteur définit les marchés *internationaux* comme ceux où prendraient place des échanges de permis "entre pays" ou "entre des acteurs économiques situés dans différents pays"¹¹⁰. Des exemples sont le Protocole de Montréal du 16 septembre 1987 sur les substances qui attaquent la couche d'ozone¹¹¹, et le projet de conception d'un système de permis négociables pour lutter contre le changement climatique, développé au niveau de l'OCDE¹¹². Les

¹⁰⁷ A propos de ce programme, qui est effectivement en vigueur depuis 1981, voy. NOVOTNY, 1986; TRIPP ET DUDEK, 1989, p.386 ss.; HAHN, 1989a, pp.97-98 et 1989b, pp.33-35; HUGHES, 1992, p.39 et GASTALDO, 1992a, p.38. Tous ces auteurs signalent cependant qu'aucun transfert de droits n'a eu lieu effectivement dans le cadre de ce programme, et certains d'entre eux donnent les raisons de cet échec (voy. p.ex. NOVOTNY, 1986, pp.14-17).

¹⁰⁸ A ce propos, voy. NOLL, 1991, pp.82-83. Le problème écologique du smog est notamment associé aux émissions d'oxydes de nitrogène et de gaz organiques réactifs (*ibid.*, p.82 et supra, note 76).

¹⁰⁹ SWART, 1992, p.159.

¹¹⁰ *Id.* Voy. également GRUBB et SEBENIUS, 1992; BERGER, FIMREITE *et al.*, 1992 et HOEL, 1993.

¹¹¹ Pour le texte de ce traité, qui n'est pas encore entré en vigueur, voy. la revue *International Legal Materials*, 1987, vol.26, pp.1550-1561. Pour des commentaires, voy. BOWMAN et HARRIS, 1988, p.1987; PEETERS, 1992, p.345; DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.241 ss.; STEIDLMEIER, 1993, pp.149-150 et GRUBB, 1993, p.52.

¹¹² OCDE (ed.), 1992a.

développements qui suivent se référeront à plusieurs aspects particuliers de ce projet, qui envisage la circulation au niveau mondial de permis d'émission de gaz à effet de serre¹¹³ ou de "crédits de réchauffement négociables"¹¹⁴. La doctrine quant à elle fait allusion à un marché de pollution concevable au niveau de l'Union Européenne¹¹⁵.

La question du *sujet de la conception administrative* (supra, section 2) peut être à présent envisagée. L'on pourrait alors dire qu'au niveau institutionnel, les autorités compétentes pour la conception des divers marchés signalés sont celles qui sont *responsables de la gestion des éléments naturels respectivement concernés* par ces marchés. Cette idée se vérifie effectivement en ce qui concerne les marchés locaux: le marché du Dillon Reservoir a été mis sur pied par le *Denver Water Department*¹¹⁶, et celui de la Wisconsin Fox River par le *Department of Natural Resources* de l'Etat du Wisconsin¹¹⁷. Pour l'organisation du marché destiné à réduire le smog dans l'agglomération de Los Angeles, Noll signale l'intervention des "autorités locales de contrôle de la pollution"¹¹⁸. En Californie, d'autres marchés locaux ont déjà été mis sur pied, respectivement par le *South Coast Air Quality Management District (SCAQMD)*¹¹⁹ et par le *Bay Area Air Quality Management District (BAAQMD)*¹²⁰, qui sont des autorités locales, pour les territoires ressortissant de leurs

¹¹³ Les principaux gaz à effet de serre ou "gaz traces" sont le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄), l'hémioxyde d'azote (N₂O), l'ozone (O₃) troposphérique et les hydrocarbures chlorofluorés ou chlorofluocarbones (CFC). Voy. MOHR, 1992, p.241.

¹¹⁴ Pour se servir de l'expression de YANG et ROSENFELD, 1992, p.147.

¹¹⁵ Voy. à ce propos MOHR, 1992, p.248 et PEETERS, 1992, p.345 ss.

¹¹⁶ HAHN et HESTER, 1989a, p.400.

¹¹⁷ NOVOTNY, 1986, p.14.

¹¹⁸ NOLL, 1991, p.82.

¹¹⁹ Voy. TRIPP et DUDEK, 1989, pp.385-386; HARRISON et NICHOLS, mars 1990 et novembre 1990; DWYER, 1992, pp.47-50. Le SCAQMD est également une zone territoriale, qui inclut le bassin de Los Angeles (*ibid.*, p.46).

¹²⁰ Voy. *ibid.*, pp.50-51. Le BAAQMD est également une zone territoriale, qui inclut San Francisco (*ibid.*, p.46).

compétences respectives¹²¹.

Pour identifier le sujet de la conception administrative, l'on pourrait également se demander quelle est *l'autorité compétente pour définir le standard d'émission collectif* autour duquel s'organise tout marché. Ce standard collectif constitue en effet l'un des objets de la conception administrative parmi d'autres (supra, section 2). Les marchés régionaux signalés précédemment apportent des exemples: dans les marchés proposés par Dales, la conception est en ce sens l'oeuvre du comité de contrôle de la qualité de l'environnement (supra, 1.1) et dans le programme d'*Emissions trading*, les standards d'émission destinés aux sources stationnaires existantes sont définis par les Etats dans leurs plans de mise en oeuvre des NAAQS (supra, chapitre I, 2.2:1.2). Le territoire ressortissant de la compétence de l'autorité chargée de définir des limitations d'émission ne correspond toutefois pas nécessairement au territoire du marché de pollution envisagé¹²².

En ce qui concerne les marchés internationaux du Protocole de Montréal et de l'OCDE (supra), l'on peut conjecturer que les différentes mesures de conception administrative seront spécifiées par traités entre les Etats concernés (signataires du Protocole de Montréal et membres de l'OCDE). Au niveau de l'Union Européenne, la conception d'un marché serait l'oeuvre du Conseil, dans la mesure où il est compétent pour l'application du principe du "pollueur-payeur" (art. 130R du Traité sur l'Union Européenne)¹²³.

¹²¹ A propos de la compétence de conception de marchés par ces districts, voy. *id.*

¹²² Par exemple, le projet de loi néerlandais du 8 novembre 1991 relatif à la transférabilité des droits de production du fumier aux Pays-Bas (voy. PEETERS, 1992, p.368, note 85) repose sur des limitations d'émission définies au niveau national, par la loi du 27 novembre 1986: l'article 14 de cette loi prévoit que la production maximale de phosphate par hectare ne peut excéder 125 kg par an (PEETERS, 1990, p.66). Ceci ne veut toutefois pas dire que le marché conçu par le projet précité est d'échelle nationale. PEETERS, 1990, p.67, note 29 rapporte en effet que "*uit recente persberichten blijkt dat er plannen zijn om ter zake van de mogelijkheid tot verplaatsing van mestproductierechten, zoals dat in het wetsvoorstel wordt geregeld, regionale beperkingen aan te brengen. Het zou er op neerkomen dat in gemeenten, waar een mestoverschot is, het aan de boeren niet is toegestaan om mestproductierechten afkomstig van buiten de gemeente aan te kopen*".

¹²³ CARTOU, 1991, p.343.

5.2.2. Les subdivisions internes des marchés

Les développements qui précèdent (5.1) montrent qu'au départ d'un dommage écologique déterminé (l'état de la pollution dans une zone géographique donnée), l'administration définit un standard d'émission applicable à la collectivité des sources qui sont à son origine (construction d'une relation de cause à effet). Ce standard d'émission vient limiter l'impact global de ces sources de manière à résorber le dommage (atteinte d'une "moyenne" spécifique en termes de qualité de l'environnement). Le standard d'émission peut reposer sur deux techniques distinctes de mesurage de la charge environnementale qu'il admet:

- 1) Un mesurage "direct", définissant directement l'impact environnemental admissible pour la zone concernée. L'on observe alors le critère de l'"immission" du polluant considéré dans l'environnement. "Une immission représente la concentration, provoquée par une ou plusieurs sources, d'une certaine substance dans une zone déterminée"¹²⁴.
- 2) Un mesurage "indirect", ne s'exprimant pas directement en termes de charge environnementale, mais par l'intermédiaire de facteurs desquels on peut la déduire (comme la quantité de carburant que des sources peuvent utiliser¹²⁵). L'on observe alors une norme d'"émission", définissant la quantité d'une substance pouvant être émise par certaines sources pendant une période déterminée¹²⁶.

Les techniques de l'immission et de l'émission seront approfondies ultérieurement, à l'occasion de l'examen de la valeur du droit de pollution: quels sont les termes dans lesquels s'exprime la prérogative qu'il confère ? Les avantages et les inconvénients respectifs de la forme "immission" et de la forme "émission" seront alors détaillés (infra, 6.2.2). Présentement, il importe de voir que *la technique de l'immission* peut requérir des subdivisions internes des marchés de pollution. En effet, l'on tient alors compte de l'impact du polluant réglementé

¹²⁴ PEETERS, 1992, pp.81-82.

¹²⁵ *Ibid.*, p.81.

¹²⁶ *Id.*

dans l'environnement¹²⁷. Cet impact n'est pas nécessairement le même en tout lieu de la zone du marché. Tout d'abord, sa configuration géographique peut l'influencer (par exemple, les localités plus exposées aux vents peuvent favoriser la dissipation du polluant et donc minimiser son impact¹²⁸). Ensuite, les polluants réglementés peuvent avoir des modes de diffusion différents selon leur nature. Certains d'entre eux se répandent uniformément dans l'environnement, mais d'autres créent des effets d'accumulation localisés. En ce sens, la littérature distingue les "polluants d'impact uniforme" (*uniformly mixed pollutants*) des "polluants d'impact non uniforme" (*nonuniformly mixed pollutants*)¹²⁹.

La technique de l'émission exclut par contre la prise en considération de ces particularités. Bien entendu, elle s'inspire au départ de l'impact que provoque le polluant réglementé sur l'environnement. En effet, le standard d'émission impose des réductions calculées en fonction de l'état effectif de la pollution avant le commencement du marché (ou avant la définition du standard): le degré de concentration du polluant dans l'environnement à ce moment là est le dommage que le standard sert à résorber (supra). L'effet de réparation est escompté de la prescription d'un nouveau volume d'émissions, mais non de celle d'un impact déterminé. Les divers facteurs qui pourraient influencer cet impact ne sont donc pas pris en considération.

Ceci limite toutefois doublement l'application de la technique de l'émission, eu égard au principe selon lequel le degré de concentration prescrit par le standard doit être

¹²⁷ TIETENBERG, 1985, p.35, parle du "système du permis ambiant" (*ambient permit system*) pour désigner ce que l'on entend ici par la technique de l'immission. Il y oppose le "système du permis d'émission" (*emission permit system*), qui correspond à la technique de l'émission. A propos de ces deux formes de permis, voy. infra, 6.2.1 et 6.2.2.

¹²⁸ Un autre exemple est l'interaction de polluants dont les effets chimiques s'annulent: "*Wastes that counteract one another in one area may be given low damage ratings, though each is given a higher rating in areas where the other is not present; the reverse allowance may be made for escalating wastes*" (DALES, 1968, p.79).

¹²⁹ *Id.* TIETENBERG, 1985, p.60, donne quelques exemples de polluants d'impact non uniforme: le dioxyde de soufre, les composants organiques volatils et le dioxyde de nitrogène (dans la mesure où il provoque des effets sur la santé, mais non en tant qu'il contribue à la formation de la couche d'ozone). A propos de ces polluants, voy. supra, chapitre I, 2.1.3.2 (définition de standards ambiants par l'EPA).

uniformément respecté dans la région de marché¹³⁰. Premièrement, la *configuration géographique* de la région de marché doit être telle qu'il ne soit pas nécessaire d'y protéger certaines zones particulièrement sensibles aux effets de pollution. Il faut que toutes les zones offrent le même impact aux émissions réglementées. En d'autres termes, il n'est pas nécessaire de tenir compte d'impacts diversifiés. L'administration peut alors se contenter de prescrire un volume d'émission global, car l'uniformité du milieu géographique garantit d'elle-même l'uniformité de la répartition de ce volume. Deuxièmement, le *polluant réglementé* doit être de nature à se dissiper uniformément dans l'ensemble du milieu protégé: il doit s'agir d'un polluant d'impact uniforme (supra)¹³¹. Encore une fois, il suffit alors de prescrire un volume d'émission global, la nature du polluant garantissant l'uniformité de sa dispersion.

Le recours à l'instrument du marché de pollution ne suppose pas nécessairement que toutes les zones de la région offrent le même impact aux émissions réglementées, ni que cet impact soit uniforme de par la nature du polluant concerné. A vrai dire, ceci limiterait considérablement son utilité, dans la mesure où l'on en escompte l'uniformité géographique d'un certain niveau de qualité de l'environnement (principe d'uniformité géographique). En présence du risque d'impact géographique diversifié ou en présence d'un polluant d'impact non uniforme, le marché de pollution reste utilisable, mais il ne suffit plus alors de prescrire un volume d'émission global. En d'autres termes, il faut renoncer à la technique de l'émission et opter pour la technique de l'immission: comme celle-ci repose directement sur un critère d'impact environnemental, elle ouvre la possibilité d'introduire certaines règles inspirées du souci de garantir l'uniformité de cet impact.

Ces règles tiennent compte de la variabilité des effets de dispersion dans les zones

¹³⁰ A propos du principe d'uniformité géographique dans l'application des standards de qualité de l'air prévus par le *Clean Air Act*, voy. le chapitre I, 2.2.2.2 et ROBERTS, 1982. Voy. également TIETENBERG, 1985, p.61 ("*... the law mandates that the ambient standards be met everywhere*") et p.78 ("*... the Clean Air Act does not allow hot spots*").

¹³¹ TIETENBERG, 1985, p.35, réserve explicitement la technique de l'émission (supra, note 127) aux polluants d'impact uniforme.

géographiques respectives du marché¹³² et de la localisation des sources qui émettent des polluants d'impact non uniforme. Elles créent alors des *subdivisions internes* au sein des marchés, aboutissant à limiter la libre circulation des permis en diversifiant leur valeur selon la localisation des sources qui les possèdent.

L'hypothèse inverse, où l'on ne tient pas compte de cette particularité, est celle des "*permis universels*", qui autorisent l'émission d'une quantité de pollution identique quel que soit le lieu d'émission¹³³. Dans cette hypothèse, la valeur des permis reste constante quelle que soit la localisation des firmes qui s'en portent acquéreuses¹³⁴. Le caractère peu réaliste de l'hypothèse des permis universels mérite d'être souligné: elle suppose la situation hautement improbable de l'émission d'un polluant de dispersion uniforme dans l'intégralité du territoire d'une région¹³⁵. Or comme le relève Noll, il n'existe pas de problème de pollution qui présente cette caractéristique¹³⁶. Si les problèmes sont en réalité plus complexes du point de vue spatial, Tietenberg souligne malgré tout l'intérêt de l'hypothèse: "Ignorer la complexité spatiale du contrôle de la pollution est une manière de gérer cette complexité"¹³⁷.

¹³² "En principe, le déplacement de droits de pollution est soustrait aux limitations géographiques, *sauf en cas de déplacement vers des zones qui bénéficient d'une protection particulière pour des raisons écologiques*" (PEETERS, 1992, p.92, c'est moi qui souligne). Si tel n'est pas le cas, c'est-à-dire si les impacts sont uniformes, il n'est pas nécessaire de tenir compte des particularités géographiques de la région et de limiter les transferts en conséquence.

¹³³ NOLL, 1982, p.123. Cet auteur utilise l'exemple d'un programme de limitation des émissions de sulfate à Los Angeles: "*A permit could be defined as a license to emit a given amount of sulfur oxides anywhere in the airshed*" (*id.*, c'est moi qui souligne; à propos des autres marchés de pollution à Los Angeles, voy. supra, 5.2.1). Chaque permis autorise donc un montant d'émissions fixe où que ce soit dans la région. Comme le système des permis universels ne tient pas compte de la diversité des impacts, il s'apparente à la technique de l'émission et non à celle de l'immission.

¹³⁴ TIETENBERG, 1985, p.35: "*For any geographic area this system allows ton-for-ton trades among any sources in the airshed*".

¹³⁵ NOLL, 1982, p.117: "Toute la région est considérée comme un grand bol où les émissions de toutes les sources se répandent uniformément".

¹³⁶ *Id.*

¹³⁷ TIETENBERG, 1985, p.64. C'est dans le même sens que NOLL, 1982, p.117, considère que l'hypothèse peut être exploitée d'un point de vue pratique.

Par opposition au système des permis universels, le système des "*marchés à permis multiples*"¹³⁸ fait droit à la complexité spatiale de l'impact du polluant réglementé dans la région de marché, dans la mesure où la valeur des permis varie en fonction du lieu où ils sont utilisés. Cette variation de valeur est destinée à garantir l'uniformité spatiale du taux de pollution prescrit par le standard d'émission régional. Elle vient compenser les variations d'impact dues aux particularités géographiques de la région et à la localisation de certaines sources (celles qui émettent des polluants d'impact non uniforme).

La compensation des variations d'impact suppose en tout premier lieu que cet impact soit calculé, et que l'on identifie les localités où il varie. L'on se sert à cette fin des concepts de "coefficient de transfert"¹³⁹ et de "site de réception"¹⁴⁰. Un coefficient de transfert peut être défini comme un coefficient qui relie l'effet d'une unité d'émissions sur le milieu

¹³⁸ Au système des "permis universels" (*universal permits*), que l'on utilise dans les "marchés simples" (*simple markets*), NOLL, 1985, pp.123-125, oppose celui des "permis spécifiques à des récepteurs" (*receptor-specific permits*), que l'on utilise dans les "marchés à permis multiples" (*multiple permits markets* ou *fine-tuned markets*).

¹³⁹ Ce concept est utilisé par TIETENBERG, 1985, notamment pp.30, 35 et 74. NOLL, 1982, p.119, utilise la notion de "coefficient" dans le même sens. DALES, 1968, p.79, parle quant à lui de "tables d'équivalents": "(...) *people are not interested in tons of waste but in the damage done by wastes; a ton of pulp liquor does different sorts of damage, and probably a different amount of damage, than a ton of untreated sewage. To get around this problem, the Board agrees that it will have to draw up a 'table of equivalents' for different types of wastes, so that they may be expressed in some common denominator as it were. But it is immediately pointed out that a ton of any particular kind of waste will do much more damage in some places than in others; the damage done will depend on the particular character of the water, since some rivers and lakes have a greater capacity for absorbing wastes than others, and on the particular uses people make, or would like to make, of the water in question*". Cette citation est particulièrement intéressante, car elle révèle également les deux raisons pour lesquelles l'impact d'une émission est géographiquement variable ("*a different amount of damage*"): les possibilités de dissipation du polluant dans la *localité* où il est émis ("*in some places*"), et les caractéristiques de ce polluant ("*different types of wastes*"). Voy. à ce propos les développements relatifs à l'importance de la configuration géographique de la région de marché et de la nature du polluant réglementé (supra).

¹⁴⁰ NOLL, 1982, pp.119 et 124 (*receptor point* ou *receptor site*); ROBERTS, 1982, p.1023 ("*measurement site*"); TIETENBERG, 1985, p.61 ("*receptor location*", "*monitoring location*", "*monitor market*").

ambiant au niveau d'un site de réception¹⁴¹. C'est donc par l'intermédiaire d'un coefficient de transfert que l'impact spécifique d'une source sur l'environnement peut être calculé. Cet impact détermine alors son volume d'émissions autorisées, c'est-à-dire la valeur des permis qu'elle peut détenir: celle-ci correspond à sa quantité d'émissions multipliée par le coefficient applicable¹⁴². Le coefficient de transfert est calculé au niveau des sites de réception, qui doivent correspondre aux lieux où les émissions de la source se répercutent. Les sites de réception permettent de diviser le marché en subdivisions internes, au sein desquelles tous les permis ont une valeur identique. Ces subdivisions sont donc définies en fonction de la localisation des sites de réception¹⁴³, qui dépend elle-même des lieux d'impact des sources qui s'y trouvent. Elles déterminent alors la valeur des permis autorisant des émissions dans les territoires qu'elles recouvrent. Cette valeur varie de subdivision en subdivision, de manière à faire droit à la diversité géographique de l'impact des émissions des différentes sources du marché.

Justifiées par le principe d'uniformité géographique des taux de pollution prescrits, les subdivisions internes des marchés de pollution y représentent un frein à la libre circulation des permis. Les transferts inter-subdivisions peuvent être exclus (marchés à permis zonaux) ou sujets à des variations de la valeur des permis en fonction de la localisation des firmes qui s'en portent acquéreuses (marchés à permis multiples).

5.2.2.1. *Marchés simples, marchés à permis zonaux et marchés à permis multiples*

"Les agents de la régulation pourraient définir des permis d'émission librement interchangeables entre toutes les sources d'une large zone géographique. Alternativement, une région pourrait être divisée en zones plus restreintes, entre lesquelles les transferts de permis seraient soit *barrés*, soit *autorisés, mais avec transformation de leur valeur en fonction des*

¹⁴¹ Cette définition est donnée par NOLL, 1982, p.119, à propos de la pollution atmosphérique: "*In each area of the region, a coefficient would be estimated that related the effect of a unit of emissions on ambient air quality at a receptor point*".

¹⁴² *Id.*

¹⁴³ *Id.*

frontières de ces zones"¹⁴⁴. Il existe donc trois modèles d'organisation spatiale des marchés de pollution:

1) Les marchés simples¹⁴⁵, où circulent des permis universels circulant librement dans l'ensemble de la région, dans la mesure où leur valeur est indépendante de la localisation de la source qui les utilise (supra). En d'autres termes, la valeur des crédits est identique dans l'ensemble du marché. Le calcul de cette valeur peut se faire de deux manières différentes: . Soit il correspond au quotient du volume d'émissions global (standard d'émission régional) par le nombre des permis à mettre en circulation. Cette méthode correspond à la technique de l'émission (supra), parce qu'elle ne tient pas compte de l'éventuelle diversité géographique des impacts des émissions: on raisonne simplement sur la base d'un volume global admissible. Elle est appliquée dans le système du permis d'émission¹⁴⁶. . Soit la valeur de tous les crédits correspond au volume d'émissions admissible pour le respect du standard au niveau du lieu le plus pollué de la région. Cette méthode repose sur la technique de l'immission (supra), parce qu'un critère d'impact est pris en considération: celui de l'effet d'une unité d'émissions sur le site de réception le plus exposé¹⁴⁷. Elle est appliquée dans le "système HAP" (*highest ambient permit system*)¹⁴⁸, qui représente une variante particulière de système du permis ambiant¹⁴⁹.

¹⁴⁴ NOLL, 1982, p.119, c'est moi qui souligne.

¹⁴⁵ *Ibid.*, p.125 et supra, note 138.

¹⁴⁶ Voy. supra, note 127; ATKINSON et TIETENBERG, 1982, pp.102-103.

¹⁴⁷ "Most polluted receptor location" (*ibid.*, p.107), "worst case receptor" (TIETENBERG, 1985, p.78) ou "worst receptor" (NOLL, 1982, p.124).

¹⁴⁸ ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.107.

¹⁴⁹ Voy. supra, note 127. La méthode HAP appartient à la catégorie des marchés simples et des permis universels, dans la mesure où tous les permis ont la même valeur et circulent librement dans le marché pour cette raison. "The highest ambient permit (HAP) system defines a single market in ambient permits" (ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.107, c'est moi qui souligne. ROBERTS, 1982, p.1031, fait allusion à une technique de ce genre: "A (...) conceivable modification of the market structure would permit trading, but would retain a uniform ceiling on permissible concentrations (...)"'. C'est moi qui souligne.

2) Les "marchés à permis zonaux"¹⁵⁰: des "permis d'émission zonaux"¹⁵¹ circulent librement au sein des zones de ces marchés, mais les transferts inter-zonaux sont interdits¹⁵². Au sein d'une même zone, la circulation des crédits est libre parce qu'ils y ont tous la même valeur (ils autorisent des volumes d'émission identiques). Leurs transferts s'y opèrent donc sur base "un pour un"¹⁵³. A la différence de l'hypothèse précédente, la libre circulation des crédits se cantonne aux frontières des zones respectives du marché: un permis valable dans une zone A n'a aucune valeur dans une zone B.

3) Tel n'est pas le cas dans les marchés à permis multiples, où circulent des permis spécifiques à des récepteurs¹⁵⁴ ou des "crédits séparés"¹⁵⁵. Ces crédits peuvent circuler dans l'ensemble du marché, mais leur circulation n'est pas entièrement libre car soumise à des variations de valeur. Les valeurs diverses des crédits en circulation¹⁵⁶ sont calculées en fonction des coefficients de transfert des sources d'émission en leurs sites de réception respectifs (supra, 5.2.2 in fine). Ce mode de calcul est utilisé dans le "système AP" (*ambient permit system*)¹⁵⁷. La circulation de tous les permis possédant une valeur identique repose sur des conditions propres, aboutissant à la formation de subdivisions internes au sein d'un même marché (puisque le calcul AP aboutit à l'obtention de valeurs diverses). A propos des crédits séparés associés à chaque site de réception, Tietenberg écrit en ce sens qu'ils seraient

¹⁵⁰ *Zonal permit systems* (TIETENBERG, 1985, pp.64 et 74-78) ou *multiple-zone systems* (ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.107).

¹⁵¹ *Ibid.*, p.107, note 8.

¹⁵² *Ibid.*, pp.107 et 108; TIETENBERG, 1985, p.74.

¹⁵³ "(...) *emission reduction credits can be traded within each zone on a one-for-one basis*" (*Id.*).

¹⁵⁴ Voy. supra, note 138.

¹⁵⁵ TIETENBERG, 1985, p.35.

¹⁵⁶ ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.107 ("*...* the many permits involved").

¹⁵⁷ *Ibid.*, pp.104-106. Voy. également supra, note 127.

"accumulés" (*banked*) et "vendus" séparément les uns des autres¹⁵⁸. A chaque site de réception serait donc associée une quantité globale de crédits (possédant tous la même valeur), qui correspondrait à la somme des "accroissements de concentration admissibles" en ce lieu¹⁵⁹. En termes de quantité, les crédits disponibles forment donc *une réserve différente* pour chaque site. Cette quantité disponible limite *les possibilités de vente* des crédits contenus dans la réserve, et donc la liberté d'accès au marché dans le chef de nouveaux partenaires éventuels. Comme tous les permis rattachés à un même site ont une valeur identique, les pollueurs souhaitant s'établir dans sa proximité se voient imposer une obligation d'achat en termes quantitatifs: ils doivent détenir la quantité de permis requise par leur volume d'émissions¹⁶⁰. Or ils ne sont pas toujours en mesure de se conformer à cette condition: la réserve disponible limite quantitativement leurs possibilités d'achat.

5.2.2.2. *Les prestations administratives requises par le système des permis ambiants*

L'étendue géographique des marchés de pollution a été présentée comme un problème qui doit être réglé au niveau de leur conception administrative (sections 2 et 4). L'on a vu ensuite que l'objectif poursuivi consistait à réaliser dans ces marchés un certain niveau de qualité de l'environnement (5.1) et que pour ce faire, il ne suffisait pas toujours à l'administration de prescrire une norme d'émission globale pour chaque marché¹⁶¹. Si cette démarche minimale suffit dans certains cas (uniformité du milieu géographique et polluant d'impact uniforme, système des permis d'émission¹⁶²), il est plus fréquent que l'administration doive tenir compte d'une variabilité d'impacts, pour autant que soit admis le

¹⁵⁸ TIETENBERG, 1985, p.35. Voy. également p.61: "*Each of these monitor-specific, concentration reduction credits could be traded independently of the others*".

¹⁵⁹ *Id.*

¹⁶⁰ NOLL, 1982, p.119.

¹⁶¹ Ceci constitue la fonction législative du comité de J.H.Dales. Sa fonction exécutive consiste à mobiliser sur cette base une dynamique d'achat et de vente. Voy. supra, 1.1 et le début de la section 2 (la mobilisation d'une dynamique de marché au départ d'un standard d'émission, caractéristique fonctionnelle essentielle de la conception administrative, n'épuise toutefois pas le contenu de cette dernière).

¹⁶² Supra, note 127.

principe d'uniformité géographique des standards environnementaux (système des permis ambiants¹⁶³). La conception de marchés à permis zonaux ou à permis multiples¹⁶⁴, au sein desquels circulent des droits de valeur variable, est appropriée dans cette seconde hypothèse. Il faut à présent s'interroger sur les prestations administratives concrètes que supposent de telles constructions. Dans ce contexte, il est intéressant d'observer que si des mesures positives de conception sont assurément requises dans le chef de l'administration, celles-ci ne peuvent être menées à bien sans la *collaboration*¹⁶⁵ des pollueurs intéressés.

Dans le système des permis ambiants, les zones (permis zonaux) ou les subdivisions internes (permis multiples) représentent des territoires caractérisés par des conditions d'impact identiques. L'identification de ces territoires et le calcul de l'impact spécifique qu'y provoque chaque unité d'émission d'un polluant donné reposent respectivement sur deux concepts: celui de site de réception et celui de coefficient de transfert ou de table d'équivalents (supra, 5.2.2).

L'administration doit donc commencer par placer des "récepteurs"¹⁶⁶ destinés à *identifier les territoires à impact variable* de la région du marché, qui constitueront ses divers sites de réception. En s'informant de la sorte sur les particularités géographiques de la région, l'administration sera en mesure de déterminer les conditions d'un respect uniforme du standard de qualité de l'environnement. Ces conditions s'expriment en termes de quantités d'émissions admissibles selon le lieu de leur impact (valeur des permis d'émission, infra). Une assurance totale qu'aucune violation du standard ne survienne est de nature à requérir

¹⁶³ *Id.*

¹⁶⁴ De même que celle de marchés simples où l'on se sert de la méthode *HAP*.

¹⁶⁵ Le présent chapitre décrit les mesures effectives de conception administrative nécessaires dans les marchés de pollution, c'est-à-dire le rôle de l'administration. Une *collaboration* des pollueurs peut alors être envisagée (voy. par exemple la collaboration nécessaire à l'établissement de "fonctions de coûts de réduction", infra, note 186 et section 5.4.2). Le chapitre suivant, par contre, concerne à titre principal la sphère privée du marché, c'est-à-dire les opérations d'achat et de vente des permis. Dans ce contexte, pourra-t-on dire que ces opérations prennent le *relais* de la régulation administrative, ou en d'autres termes que certaines fonctions publiques leur sont *délégées* ? Voy. également la section 5.4 du présent chapitre.

¹⁶⁶ Notion de *receptor* ou de *monitor* (TIETENBERG, 1985, pp.61-62).

le placement d'un très grand nombre de récepteurs¹⁶⁷. Tout en affirmant le principe d'uniformité géographique dans le contexte de la mise en oeuvre du *Clean Air Act*¹⁶⁸, Tietenberg considère toutefois que cette règle n'exige pas une "assurance complète", mais qu'il suffit d'une "assurance raisonnable". Ceci se répercute sur le nombre de récepteurs à placer: il en suffit d'une quantité relativement restreinte, mais leur positionnement doit être soigneusement étudié¹⁶⁹. L'exigence d'une assurance simplement raisonnable¹⁷⁰ en ce qui concerne l'uniformité d'application du standard environnemental facilite donc la tâche de l'administration, lorsqu'elle doit identifier les divers sites de réception d'une même région de marché.

Après avoir identifié des sites de réception en fonction des particularités géographiques de la région, l'administration doit *étudier les impacts spécifiques* qu'y provoque toute unité d'émission du polluant réglementé. Cette étude, qui peut s'appuyer sur des simulations¹⁷¹, aboutit à l'établissement d'une table d'équivalents représentant les coefficients de transfert propres aux divers sites de réception. C'est en fonction de cette table que l'on calcule le

¹⁶⁷ *Ibid.*, p.61.

¹⁶⁸ *Supra*, note 130.

¹⁶⁹ "Because any particular flow of pollutants will affect a number of sites, the readings at contiguous monitoring sites are highly correlated. Due to this interdependence, a small number of carefully placed monitors can give an adequate picture of pollutant concentrations over a fairly large geographic area. The studies investigating this question have typically found that nine or ten selected monitoring sites are adequate to cover a typical urban airshed" (TIETENBERG, 1985, p.61, c'est moi qui souligne).

¹⁷⁰ Si l'assurance ne doit pas être complète, elle doit néanmoins être *raisonnable*. Ceci comporte au moins deux implications pour le placement des récepteurs. Tout d'abord, leur positionnement doit être soigneusement étudié (en tenant compte des impacts interdépendants ou séparés, voy. la note 169). Ensuite, il en faut malgré tout un nombre minimal, correspondant à chaque probabilité d'impact séparé: "Fewer markets would leave some monitors unprotected, raising the possibility that trades would trigger violations at one or more of them" (TIETENBERG, 1985, p.61).

¹⁷¹ NOLL, 1982, p.124. DALES, 1968, p.80, relève que des scientifiques sont alors appelés à intervenir.

volume de pollution émissible dans le site considéré¹⁷².

Si l'administration opte pour le système des permis zonaux, elle divisera le volume global de pollution émissible dans chaque zone par un certain nombre de permis, possédant tous la même valeur. Si par contre elle opte pour un marché à permis multiples, elle définira le volume global de pollution émissible dans chaque subdivision interne, pour le diviser ensuite par le nombre des permis qui y circuleront. Dans un même marché circuleront donc des permis de valeur variable¹⁷³.

¹⁷² "(...) a ton of any particular kind of waste will do much more damage in some places than in others (...). A tentative way around this difficulty seems to be for the WCB [Water Control Board], in consultation with its engineers, to draw up a different table of equivalents for each region, so that regional differences both in water and in water use can be allowed for, at least in a very rough and ready way" (ibid., p.79, c'est moi qui souligne). Voy. également ibid., p.80: "How many 'equivalent tons' of waste will the Board allow to be dumped in the water in each region ?".

¹⁷³ NOLL, 1982, p.119. Les permis peuvent donc circuler dans l'intégralité du marché. Mais si le vendeur et l'acheteur ne se trouvent pas dans la même subdivision ("sources distantes", ROBERTS, 1982, p.1031), l'échange n'aura pas lieu sur une base "un pour un" (supra, 5.2.2.1). Comme la valeur du permis varie en fonction de la localisation de son utilisateur, son échange se fera à taux inégal. Si l'acheteur se trouve dans une localité plus sensible en termes d'impact (présentant par exemple un risque de *hot spot*), la valeur du permis acquis s'amoindrira. En vendant le permis, le vendeur réduira ses émissions dans une certaine mesure, mais cette mesure ne correspondra pas au volume d'émissions qui sera permis à l'acheteur: "The seller would decrease its emissions more than the buyer increased its levels, so that the seller's long-range effect on the buyer's vicinity would cancel out the hot spot" (id.). Une telle variation dans la valeur d'un permis peut être considérable: "(...) given geographical dispersion, the rates would have to be very uneven. The seller's decreases would far exceed the buyer's increases" (ibid., pp.1031-1032). Le prix du permis sera à la mesure des efforts de réduction d'émissions du côté du vendeur: "Therefore, the control cost to the seller would be great, and the price of a permit would again be very high" (ibid., p.1032). Pour l'acheteur, ce prix sera considérable eu égard à la valeur du bien acquis: le volume d'émissions admissibles se sera amoindri du fait du transfert d'utilisateur. Même si le système des marchés à permis multiples admet théoriquement la circulation de permis dans l'intégralité de la région qu'ils recouvrent, cette circulation n'est donc pas véritablement libre en pratique: "This is not to say that trades would not occur at all, but that many potential trades would be prevented by the price (and potential efficiency gains would be lost)" (ibid., note 60). L'hypothèse inverse, où la valeur du crédit acquis augmenterait une fois celui-ci transmis à son acheteur (situé dans une subdivision plus favorable), est improbable parce que les transferts en ce sens sont improbables: dans une zone fortement protégée, les détenteurs de permis ne les offriront pas en vente, car leur activité de production requiert la détention du minimum de crédits d'émission qui peut leur être octroyé dans une telle zone.

Dans le système des marchés à permis multiples, la prise en considération des spécificités locales d'impact pourrait également se répercuter sur *le nombre* de permis délivrés, ceux-ci possédant une valeur uniforme. Si une firme projette de s'installer dans un marché au sein duquel les impacts varient de subdivision en subdivision, l'administration pourrait lui délivrer un certain nombre de permis, calculé en fonction de son volume spécifique d'émissions et de l'impact admissible dans la subdivision concernée. Mais ceci supposerait une simulation préalable de l'impact de chaque unité d'émission dans cette subdivision. Un tel présupposé complique l'organisation administrative du marché: l'Etat devrait toujours être prêt à procéder à des simulations de qualité de l'air chaque fois qu'une firme cherche à modifier ses émissions¹⁷⁴ (ou à entrer dans le marché). Ces simulations d'impact permettraient de calculer le nombre de permis qu'une source doit détenir en chaque subdivision pour chaque unité de pollution qu'elle émet¹⁷⁵. La simplicité de l'organisation administrative recommande plutôt que l'on fixe d'emblée *la valeur* des permis associés à un site. En effet, si les permis ont une valeur spécifique pour chaque site, il n'est plus nécessaire de procéder à des simulations d'impact pour définir leur nombre: du fait qu'ils possèdent une valeur déterminée, leur nombre disponible est déjà défini. Ce nombre correspond à la différence du volume d'émissions admissible dans la subdivision et du volume d'émissions représenté par les permis possédés par les firmes qui s'y trouvent déjà. Il constitue une réserve différente pour chaque site (supra, 5.2.2.1)¹⁷⁶.

Les développements qui précèdent montrent que le système des permis ambiants

¹⁷⁴ NOLL, 1982, p.124.

¹⁷⁵ *Id.*

¹⁷⁶ Il est vrai que cette solution est plus simple pour l'administration, car elle l'exonère de la simulation d'impact qui précède nécessairement toute détermination du nombre de permis susceptibles d'octroi. La solution peut toutefois générer des problèmes ultérieurs, car il n'y a plus de correspondance entre le volume d'émissions représenté par la réserve disponible et la quantité d'émissions effectivement provoquée par la firme acquéreuse. Si celle-ci achète toute la réserve disponible, dans une mesure supérieure à celle que requièrent ses émissions effectives, un problème d'accès au marché se posera pour les firmes qui souhaiteraient y entrer à sa suite. Il se peut également que la réserve disponible représente un volume de pollution inférieur à celui que la firme acquéreuse projette d'émettre. Dans cette hypothèse, une violation du standard est probable: des dispositifs de surveillance et de pénalités devraient alors être utilisés (infra, chapitre V).

requiert plusieurs prestations administratives: l'identification de circonscriptions présentant des conditions d'impact similaires (zones ou subdivisions internes), le calcul des impacts propres qu'y provoque toute unité d'émission d'un polluant donné, et la définition de la valeur des permis circulant dans les diverses circonscriptions. Il faut à présent s'interroger sur les critères dont l'administration doit s'inspirer pour procéder à ces découpages géographiques.

5.2.2.3. *Les critères de la circonscription de subdivisions (ou de marchés¹⁷⁷) et le rôle de l'information*

L'étude des buts de la conception administrative des marchés de pollution a révélé que ceux-ci constituaient des instruments de lutte contre la pollution, mais qu'ils répondaient également à une préoccupation d'efficacité économique: les marchés de pollution prétendent minimiser les coûts que la politique environnementale représente pour ses destinataires (supra, 3.1 et 3.2). Ces buts déterminent les critères dont s'inspire la configuration spatiale des marchés de pollution.

Un standard d'émission, c'est-à-dire un volume global de pollution admissible, est initialement imparti à la collectivité des pollueurs d'une région déterminée. La politique de lutte contre la pollution doit rechercher *l'uniformité géographique*¹⁷⁸ du niveau de qualité de l'environnement (standard ambiant ou qualité régionale moyenne de l'environnement¹⁷⁹) sur lequel la formulation du standard d'émission est sensée déboucher. Les marchés de pollution sont par ailleurs les instruments d'une politique d'incitation économique, en ce sens qu'ils cherchent à concilier la réalisation de leur objectif écologique avec les intérêts financiers de leurs destinataires (supra, 1.2.1). Dans ce contexte, leur objectif spécifique

¹⁷⁷ Les développements qui suivent sont pertinents dans le système des permis ambiants, où il est question de découper un même marché en zones (marchés à permis zonaux) ou en subdivisions internes (marchés à permis multiples). Ils ont également du sens à propos du système des permis d'émission (supra, note 127). L'on peut en effet considérer que les critères décrits président également à la définition de régions de marché dans ce système (marchés simples).

¹⁷⁸ Voy. la note 130.

¹⁷⁹ Tel est l'objectif environnemental que définit Dales. Voy. supra, note 7.

consiste à *minimiser les coûts d'observance* du standard d'émission (supra, chapitre II¹⁸⁰). La formule d'efficience économique de Noll exprime techniquement cet objectif comme correspondant à la minimisation de la somme des coûts de réduction d'émissions et des coûts des permis¹⁸¹. Ces deux objectifs, l'un écologique et l'autre économique, sont traductibles, au niveau de la conception administrative, en critères pour la configuration spatiale des marchés de pollution.

Le critère de l'uniformité géographique se répercute sur la circonscription de la région constituant le champ d'application territorial du standard d'émission. Ce critère recommandera éventuellement de fragmenter la région en zones ou en subdivisions internes, afin de tenir compte de ses particularités géographiques d'une part, et du mode de diffusion du polluant réglementé d'autre part (supra, 5.2.2). Dans sa tâche de conception, l'administration doit donc se procurer des *informations* relatives à ces deux catégories de données. Elle se servira à cette fin d'expertises scientifiques, sur la base desquelles elle établira un "modèle d'impact environnemental"¹⁸² déterminant la configuration géographique du marché. Ceci suppose que le modèle d'impact spécifie également la localisation des sources de pollution dans la région: l'administration pourra alors configurer des marchés en fonction des prévisions d'impact associées à cette localisation¹⁸³.

¹⁸⁰ Voy. en particulier la section 4.2 (origine du concept de *bubble*) et l'argument général de la section 4, qui consiste à différencier une politique de croissance économique d'une politique de minimisation des coûts.

¹⁸¹ Voy. supra, note 84.

¹⁸² A propos du programme de limitation des émissions de sulfate à Los Angeles (supra, note 133), NOLL, 1982, p.121, signale que l'on s'est servi d'un "modèle reliant les émissions à la qualité de l'air". Ce modèle se basait sur un mesurage détaillé des émissions effectives et de leur effet sur la qualité de l'air. Ce dernier calcul doit se faire tant en fonction de la nature du polluant réglementé (son mode de diffusion) qu'en fonction des particularités géographiques de la région (par exemple ses caractéristiques météorologiques diversifiées). Le modèle d'impact devrait alors permettre d'anticiper l'uniformité ou non de la répartition du polluant.

¹⁸³ Noll précise que le modèle en question ne spécifiait pas seulement l'importance des émissions et les facteurs géographiques de leur impact, mais également la localisation des sources dans la région et l'importance respective de leurs émissions. Ce dernier type d'information était destiné à permettre d'"estimer les effets de *modèles géographiques variés d'émissions*" (*id.*, c'est moi qui souligne).

Le critère de la minimisation des coûts d'observance du standard d'émission se répercute également sur la configuration spatiale d'un marché. Le standard d'émission représente un volume global de pollution admissible dans la région de marché. Il attribue donc une certaine prestation de réduction d'émissions aux firmes y étant situées. La formule d'efficience économique de Noll recommande de minimiser les coûts de réduction d'émissions associés à l'application du standard (ce qui entraîne normalement une minimisation du prix des permis). En tout état de cause, il s'impose donc d'impartir le standard aux firmes dont les coûts de réduction sont suffisamment bas que pour pouvoir l'assumer, et l'attribution optimale doit identifier celles pour lesquelles ces coûts sont les moindres. La localisation des sources de pollution, dont les coûts de réduction respectifs sont connus, se répercutera donc sur la configuration spatiale des marchés, puisque ceux-ci se caractérisent en tout premier lieu par l'admission d'un volume de pollution déterminé¹⁸⁴. Leurs limites géographiques doivent être dessinées de manière à y inclure des firmes qui peuvent financièrement assumer les limitations d'émission corrélatives au standard¹⁸⁵. Dans sa tâche de conception, l'administration doit donc se procurer des *informations* concernant les coûts de réduction respectifs des firmes du marché. Sur la base de ces informations, elle établira des "fonctions de coûts de réduction"¹⁸⁶ lui permettant d'assigner les prestations de réduction les plus

¹⁸⁴ A propos de la configuration spatiale des marchés à permis zonaux, TIETENBERG, 1985, p.75, écrit que "*in principle, at any point in time there is an allocation among zones that minimizes the cost for a given configuration of zones*".

¹⁸⁵ Si l'on prend l'exemple d'un marché à permis multiples, le principe d'efficience économique admet des coûts de réduction relativement élevés dans le chef des firmes situées dans une subdivision "tolérante" en matière d'émissions. Si le volume global de pollution émissible est élevé, la valeur des permis l'est également, ce qui signifie que ces firmes ne seront guère contraintes de réduire leurs émissions (et d'enregistrer les coûts élevés que ceci représenterait pour elles). Il convient alors d'assigner des standards plus restrictifs aux subdivisions comprenant des firmes pour lesquelles les coûts de réduction sont moins élevés: du fait que les permis y ont une valeur moindre, celles-ci se voient contraintes de réduire leurs émissions en conséquence. Le critère de la minimisation des coûts de réduction est néanmoins respecté, puisque les réductions ne sont pas imposées aux firmes pour lesquelles elles sont les plus coûteuses, mais à celles pour lesquelles elles le sont le moins.

¹⁸⁶ A propos du programme de limitation des émissions de sulfate à Los Angeles (supra, note 133), NOLL, 1982, p.120, signale que l'on s'est servi de telles fonctions de coûts de réduction (*abatement cost functions*). "*The abatement cost functions provide estimates of the costs to each source of various degrees of abatement of its sulfur oxides emissions*" (*id.*). L'information qui fut nécessaire pour établir ces fonctions fut recueillie de la manière

importantes aux firmes pour lesquelles elles représentent les coûts les plus bas.

5.2.2.4. Observations relatives au cumul des critères d'uniformité géographique et d'efficience économique

1) Lorsque l'administration définit un marché, elle assigne un certain standard d'émission à une collectivité géographiquement caractérisée. La spécification de ce standard, c'est-à-dire la fixation du volume global de pollution émissible, s'inspire d'une part du modèle d'impact environnemental utilisé pour la région (afin d'y garantir l'uniformité géographique), et d'autre part des fonctions des coûts de réduction des firmes qui s'y trouvent (afin d'y minimiser les coûts de réduction).

Le respect cumulatif de ces deux exigences est possible dans les deux hypothèses suivantes. Soit la localité est géographiquement défavorable, mais elle comprend des firmes qui enregistrent peu de coûts de réduction. D'importantes prestations de réduction sont alors requises, mais elles ne représentent pas des coûts de réduction susceptibles de les exclure. Soit la localité est géographiquement favorable, et les firmes qui s'y trouvent enregistrent d'importants coûts de réduction. Ceci n'est toutefois guère dommageable, puisque le standard est tolérant et n'impose que peu de réductions d'émissions.

L'hypothèse problématique est celle où un standard restrictif (pour des raisons géographiques) est imparti à des firmes dont les coûts de réduction sont élevés: en pareil cas, le respect de l'exigence écologique s'opérerait au détriment de l'efficience économique de sa mise en oeuvre. Ceci dit, le problème peut être relativisé du fait que les fonctions de coûts de réduction qu'utilise l'administration ne livrent pas forcément de chiffres décisifs. En effet, elles peuvent être conçues de manière optionnelle: elles peuvent donner lieu à un choix entre plusieurs techniques possibles de réduction d'émissions, correspondant chacune à des coûts

suivante: "First, public regulatory records and publications were searched to find cost estimates for various abatement methods for each source. Then, preliminary abatement cost functions were estimated and circulated among industry representatives and regulators for comments. The responses were then used to revise the cost estimates" (ibid., pp.120-121).

différents¹⁸⁷. De la sorte, l'administration qui projette l'imposition d'un standard restrictif pourrait chercher à faire opter les pollueurs pour des techniques de réduction moins coûteuses que celles qu'ils utilisent effectivement. Il reste néanmoins vrai que ce faisant, elle peut se heurter à la résistance des pollueurs, qui ne seraient pas prêts à changer d'option technologique¹⁸⁸ (voy. infra, 5.4.1).

2) La formule d'efficience économique de Noll peut être exprimée dans la perspective individuelle des partenaires du marché de pollution (supra, 3.2). Du côté de l'achat de permis, l'on admet alors qu'une firme qui cherche à minimiser la somme de ses dépenses en permis et de ses coûts de réduction réduira ses émissions jusqu'au point où le coût marginal de réduction d'une unité d'émission égale le prix du permis autorisant cette émission¹⁸⁹. "Dès lors, *les fonctions de coûts de réduction* permettent de prévoir la quantité de permis que chaque source cherchera à obtenir pour tout prix donné"¹⁹⁰. La demande globale de permis pour tout prix donné s'obtient quant à elle en combinant les fonctions de coûts de réduction de toutes les firmes du marché. La demande individuelle et globale de permis pourrait donc être spécifiée à supposer connu le prix effectivement pratiqué dans le marché.

En passant du côté de la vente de permis, on peut se faire une idée de ce prix au départ du *standard d'émission global*. En effet, celui-ci impose la réduction d'un certain nombre d'unités d'émissions. D'après le principe d'efficience économique, cette prestation

¹⁸⁷ Les fonctions de coûts de réduction qui furent utilisées dans la conception du programme de limitation des émissions de sulfate à Los Angeles possédaient ce caractère optionnel: "*For most sources, a few discrete abatement options were discovered, each with differing costs and levels of abatement. Thus, for most sources the abatement cost function is a step function*" (ibid., p.121).

¹⁸⁸ TIETENBERG considère que cette hypothèse est fortement probable, car il y aurait un décalage entre les changements de la politique au niveau administratif et leur mise en oeuvre au niveau des firmes du marché. Le problème se poserait même si l'administration disposait d'une information parfaite et actuelle à propos des coûts de contrôle: "*Even if it were possible to derive reasonable procedures for making periodic changes in zonal control assignments (...), it would be difficult for sources to respond in a cost effective manner as long as the ground rules changed in unanticipated ways*" (1985, p.76).

¹⁸⁹ ROBERTS, 1982, p.1026; NOLL, 1982, p.120.

¹⁹⁰ Id., c'est moi qui souligne.

sera assumée par les firmes pour lesquelles elles représentent les coûts les moindres. La fonction des coûts de réduction de ces firmes détermine donc le coût de réduction global représenté¹⁹¹. Quant au standard d'émission global, il détermine le nombre des unités réduites (et mises en vente)¹⁹². Si l'on divise le coût de réduction global par le nombre des unités mises en vente, on peut déterminer un prix possible pour chaque permis (unité d'émission mise en vente): celui-ci sera en principe supérieur au coût de réduction moyen que représente sa création¹⁹³. Les facteurs déterminants de ce calcul sont donc les fonctions des coûts de réduction des firmes vendeuses d'une part, et le standard d'émission global d'autre part. Des fluctuations du prix calculé de la sorte peuvent ensuite être prévues, en repassant du côté de l'achat de permis. L'on introduit alors le facteur supplémentaire des coûts de réduction des acheteurs potentiels: s'ils sont inférieurs au prix obtenu, il n'y aura guère de demande, car les acheteurs potentiels opteront pour la réduction d'émissions plutôt que pour l'achat de permis. En pareil cas s'imposera une réduction du prix, jusqu'au point où celui-ci soit à son tour inférieur aux coûts de réduction des acheteurs¹⁹⁴.

Au départ des critères d'uniformité géographique et d'efficience économique, l'administration prescrit un standard d'émission et établit des fonctions de coûts de réduction. Au moment de la conception d'un marché, ce standard et ces fonctions lui permettent donc de pronostiquer trois éléments associés à son fonctionnement ultérieur: le prix effectif des

¹⁹¹ "Expenditures on abatement" (*id.*).

¹⁹² La limite des émissions totales pour l'entièreté de la région correspond au nombre de permis qui peuvent être délivrés (*id.*).

¹⁹³ D'après le principe d'efficience économique, une entreprise vend des permis tant que le prix qu'elle peut obtenir est supérieur au prix que lui coûte la réduction d'émissions (*supra*, 3.2).

¹⁹⁴ On pourrait également imaginer une hausse du prix initial, dans l'hypothèse où les coûts de réduction des acheteurs potentiels seraient très largement supérieurs au prix proposé. Ceci serait positif si les vendeurs étaient incités pour ce motif à réduire encore davantage leurs émissions (et à investir le cas échéant dans l'innovation technologique pour minimiser les coûts de ces réductions supplémentaires). Par contre, s'ils ne procédaient pas à ces nouvelles réductions et laissaient leur niveau d'émissions inchangé, le principe d'efficience économique serait tenu en échec, dans la mesure où il impose la minimisation du prix des permis.

permis, la demande existante pour ce prix, et la répartition des émissions dans la région¹⁹⁵.

5.2.3. *La taille des marchés*

En configurant des régions de marché, l'administration est appelée à constituer des marchés, des zones ou des subdivisions internes de taille variable. Que l'espace assigné soit grand ou petit représente des avantages ou des inconvénients selon le point de vue que l'on adopte. La lutte contre la pollution, l'efficacité économique et le caractère attractif de l'instrument sont inscrits au programme de la conception administrative, mais recommandent des solutions différentes en ce qui concerne la taille des marchés.

5.2.3.1. *La lutte contre la pollution*

L'instrument du marché de pollution génère paradoxalement un risque écologique spécifique, celui de *hot spot*¹⁹⁶. Bien entendu, le standard d'émission régional doit déboucher sur un effet positif du point de vue de la protection de l'environnement (le maintien ou l'amélioration de sa qualité). De par la nature de l'instrument, cet objectif ne s'exprime toutefois qu'en termes de qualité moyenne de l'environnement¹⁹⁷: avec les standards régionaux, les autorisations d'émissions ne font plus l'objet d'une localisation normative¹⁹⁸, et leur répartition géographique dépendra du libre jeu du marché. Les entreprises polluantes, pour lesquelles la réglementation suscite des coûts de réduction élevés, achèteront des permis de pollution aux entreprises pour lesquelles ces coûts sont moindres. L'ensemble des entreprises acheteuses peut se localiser en un point particulier de la région. D'où la possibilité de concentrations localisées de pollution, excédant en ce point le niveau moyen antérieur à l'établissement du marché et de son standard. La littérature qualifie ce

¹⁹⁵ Puisque celle-ci est associée à la demande et à l'achat de permis.

¹⁹⁶ Voy. *supra*, note 173.

¹⁹⁷ Dans l'exercice de sa fonction législative, le comité de Dales fixe une qualité d'eau "moyenne" pour chaque région qu'il définit (*supra*, note 7).

¹⁹⁸ Ce qui est par exemple le cas des quotas individuels (*supra*, 1.2.1).

phénomène de "*hot spot*"¹⁹⁹ (infra, chapitre VI, 2.1).

Du point de vue de la conception administrative, les développements qui précèdent montrent déjà que ce risque peut être prévenu par un découpage adéquat de zones ou de subdivisions internes au sein d'un même marché. L'on a vu en effet que le critère de l'uniformité géographique de l'application du standard pouvait déterminer la circonscription de la région constituant son assise territoriale, pour autant que l'on se serve d'un modèle d'impact environnemental (supra, 5.2.2.3). Par ailleurs, la description du phénomène de *hot spot* qui précède montre que celui-ci peut être prévenu en utilisant des fonctions de coûts de réduction. Celles-ci permettent en effet d'identifier les acheteurs potentiels de permis. Des *hot spots* peuvent alors s'annoncer s'ils se situent plus ou moins tous au même endroit. Au niveau de la conception administrative, ceci peut justifier un découpage calculé pour écarter ce risque.

Au moment de la conception d'un marché, l'administration qui cherche à y prévenir le risque de *hot spot* doit donc recourir à ces deux instruments que sont le modèle d'impact et la fonction de coûts de réduction. La faiblesse de ces deux instruments provient du fait qu'ils ne sont établis que pour les sources existantes dans le marché au moment de sa conception. S'ils inspirent alors un découpage approprié, l'arrivée de sources nouvelles peut problématiser le dispositif adopté. Elles représentent en effet des facteurs qui n'ont pu être incorporés dans les fonctions utilisées.

Face à ce problème possible, l'administration pourrait tout d'abord tenter de le prévenir. Ce faisant, et au moment de la conception du marché, elle devrait examiner en tant que telle *la question de la grandeur des marchés*, de leurs zones ou de leurs subdivisions internes (indépendamment de celle de leur configuration). Mais ceci n'est véritablement nécessaire que pour parer aux effets de l'arrivée de nouveaux venus dans le marché. Pour les sources qui s'y trouvent déjà au moment de la conception, les *hot spots* peuvent être prévenus par un découpage du marché calculé sur la base de leurs modèles d'impact et de leurs

¹⁹⁹ Voy. notamment ROBERTS, 1982; NOLL, 1991, p.75; PEETERS, 1991, p.162; TIETENBERG, 1985, p.78; 1990, p.30; PIRACCI, 1979; MIDURSKY et CORBIN, 1977; MOHR, 1992, pp.248-252; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.23.

fonctions de coûts de réduction. La grandeur du marché devient une question pertinente lorsqu'un tel dispositif n'est plus efficace en raison de l'arrivée de sources nouvelles, hypothèse dont la probabilité mérite d'être envisagée. Dans ce contexte, l'on considère généralement que les *hot spots* sont plus probables dans les régions étendues, car ils sont de nature à s'associer aux transferts de permis intervenant entre "sources distantes"²⁰⁰. En pareil cas, le risque est grand que les augmentations d'émissions des acheteurs ne soient pas compensées, écologiquement parlant, par les réductions corrélatives opérées du côté des vendeurs. L'assurance de cette compensation écologique s'envisage plus aisément si le transfert a lieu entre sources proches: on peut alors espérer "que les réductions d'émission des vendeurs compensent les augmentations des acheteurs"²⁰¹. En conséquence, il s'imposerait de configurer des régions de marché, des zones ou des subdivisions restreintes²⁰².

Il se peut toutefois que cette démarche administrative de prévention s'avère insuffisante, et que des *hot spots* apparaissent effectivement suite à l'arrivée de nouveaux venus. Associé au fonctionnement du marché, ce facteur peut requérir des *mesures subséquentes de conception administrative*, c'est-à-dire des révisions du dispositif initialement adopté. De telles mesures peuvent également s'imposer lorsque les fonctions déterminantes de la configuration géographique initiale du marché (modèle d'impact environnemental et fonctions de coûts de réduction) doivent être actualisées. Le progrès technologique, par exemple, jouera sur les fonctions de coûts de réduction de base et se traduira par une relocalisation de la demande de permis (comp. infra, chapitre IV, 2.2.2,1) et 2.2.3,1)).

²⁰⁰ Voy. supra, note 173.

²⁰¹ ROBERTS, 1982, p.1031.

²⁰² *Id.*: "(...) Congress might limit the size of the market region"; TIETENBERG, 1985, p.77: "(...) small zone sizes would afford better control over concentrations". Ceci ne constitue toutefois pas une garantie absolue contre la survenance de *hot spots*. Des études empiriques ont en effet montré que ce problème pouvait être sérieux même dans les régions restreintes (voy. notamment ATKINSON et TIETENBERG, 1992, p.119). Ils peuvent par exemple y être dus à la différence de hauteur des cheminées, car une divergence des coefficients de transfert (supra, note 139) est susceptible de s'y associer (TIETENBERG, 1985, pp.77-78). Pour les prévenir, l'on recommande alors à l'administrateur de prévoir une marge de sécurité en termes d'émissions: "Since the Clean Air Act does not allow hot spots, control authorities would have to increase the amount of required emission reduction within each vulnerable zone to allow a margin of safety" (*ibid.*, p.78).

5.2.3.2. *L'efficience économique et le caractère attractif d'un marché*

La lutte contre la pollution (la prévention des *hot spots*) recommande la création d'un marché de taille réduite (supra, 5.2.3.1). Par contre, le souci d'efficience économique de l'instrument et l'attrait qu'il doit représenter pour les pollueurs recommandent la solution inverse: plus un marché est grand, plus il se prête à l'atteinte de ces deux objectifs. La justification de cette affirmation doit passer par un examen du thème des partenaires du marché, et plus spécifiquement par celui de leur nombre (infra, 5.3.2). En effet, la réalisation des deux objectifs en question suppose que le nombre des partenaires soit élevé. Par ailleurs, l'on présuppose que ce nombre est proportionnel à la taille du marché.

5.3. Les partenaires des marchés de pollution

5.3.1. *La nature des partenaires (acheteurs de permis)*

Les acheteurs de permis peuvent être attirés par l'économie de coûts que rend possible l'instrument du marché de pollution, dans la mesure où il est conçu conformément au principe d'efficience économique. Il s'agira alors de *firmes* relativement peu développées du point de vue des technologies de réduction d'émissions: pour cette raison²⁰³, l'achat de permis représentera pour elles des coûts inférieurs à ceux d'une réduction de leurs émissions. Ces firmes achètent des permis dans l'intention de les utiliser effectivement, et représentent probablement la catégorie la plus nombreuse d'acheteurs. D'autres catégories d'acheteurs, ne possédant pas cette intention, sont cependant concevables²⁰⁴.

Il peut s'agir premièrement d'*associations de protection de l'environnement*, qui achèteraient des permis dans l'intention d'empêcher leur utilisation (les activités polluantes

²⁰³ Et pour autant que le prix du permis d'émission soit inférieur au coût de réduction de cette émission (supra, 3.2).

²⁰⁴ DALES, 1968, p.95. Il ne s'agira donc pas de firmes polluantes, dont l'activité de production présuppose (l'achat et) l'utilisation effective de permis d'émission.

qu'ils servent à autoriser)²⁰⁵. Cette démarche relève de l'idée de lutte contre la pollution qui est déjà présente au moment de la conception administrative du marché (supra, 3.1), mais elle accentue de son côté la dimension écologique de l'instrument. Elle doit en effet se solder de réductions d'émissions supplémentaires par rapport à celles qu'impose déjà le standard régional de base. Ses implications seront détaillées dans le contexte du fonctionnement du marché (infra, chapitre IV, 2.3.1). Le gouvernement peut procéder à une démarche similaire s'il décide de réduire le volume de pollution émissible initialement défini. La sécurité juridique des pollueurs, dont dépend le caractère attractif du marché de pollution (supra, 3.3), recommande alors au gouvernement de racheter²⁰⁶ les permis plutôt que de les retirer du marché²⁰⁷ ou de porter atteinte à leur valeur²⁰⁸ (infra, section 7 et chapitre IV, 2.3.2).

Une deuxième catégorie d'acheteurs ne possédant pas l'intention d'utiliser les permis peut être envisagée: les *individus* ou les *groupes de propriétaires*²⁰⁹ dont les intérêts privés seraient lésés par l'utilisation de permis dans leur voisinage. La lutte contre la pollution, ou plus précisément le principe d'uniformité géographique de l'application du standard environnemental (supra, 5.2.2.3), représente pour ces acteurs un intérêt personnel et privé (par exemple, la survenance d'un *hot spot* est de nature à affecter la valeur de leurs propriétés²¹⁰). Pour M.Roberts, le caractère privé de l'objectif poursuivi par les acheteurs ne semble pas de nature à justifier une interdiction d'accès au marché: au contraire, il s'agirait là d'une garantie du caractère démocratique de l'institution²¹¹ (voy. infra, chapitre IV,

²⁰⁵ *Ibid.*, pp.95-96. Cette hypothèse est également envisagée par STEWART et KRIER, 1978, p.593.

²⁰⁶ *Id.* Le rachat des droits en circulation par le gouvernement est également envisagé par PEETERS, 1992, p.123.

²⁰⁷ STEWART et KRIER, 1978, p.593, signalent cette possibilité.

²⁰⁸ A propos de la dévaluation des droits, voy. PEETERS, 1992, pp.123-125.

²⁰⁹ ROBERTS, 1982, p.1028.

²¹⁰ *Id.*

²¹¹ "To the extent that landowners cannot participate in the market, they are denied a voice in the allocation process. A democratic legislature would presumably institute the market. But once the market was in place, allocations having great societal consequences

2.3.3).

Dans le groupe des acheteurs qui ne projettent pas d'utiliser les permis, l'on peut enfin songer à une troisième catégorie d'acteurs: celle de *spéculateurs*, qui n'achèteraient de permis que dans l'optique de les revendre ultérieurement à un prix supérieur²¹². Dales considère que ceux-ci devraient pouvoir accéder au marché²¹³. Étroitement associée au fonctionnement du marché, leur intervention sera développée à l'occasion de l'étude de ce thème (infra, chapitre IV, 2.3.4).

5.3.2. *Le nombre des partenaires*

À l'occasion de l'étude de la taille des marchés de pollution, on a avancé l'idée selon laquelle leur efficience économique et leur caractère attractif étaient proportionnels à leur grandeur, en supposant que plus un marché est grand, plus il compte de partenaires (supra, 5.2.3.2). Dès lors, il s'impose d'exposer les raisons pour lesquelles les marchés qui comptent un grand nombre de partenaires sont plus efficaces et plus attractifs.

5.3.2.1. *L'objectif d'efficience économique*

La formule d'efficience économique de Noll recommande de *minimiser les coûts de réduction d'émissions*. Les firmes pour lesquelles ces coûts sont les moindres devraient donc assumer de telles prestations, mais ceci présuppose que ce soit bien à elles que puissent s'adresser les acheteurs de permis. Les marchés qui comptent un grand nombre d'acteurs se prêteront davantage à cette minimisation de coûts: plus il y aura de vendeurs potentiels, plus l'acheteur de permis aura des chances de trouver celui qui peut réduire ses émissions (et lui vendre des permis) au coût le moindre. Par contre, le nombre réduit des acteurs limitera

[survenance de *hot spots*] would be made by an undemocratic institution representing only one concern: controlling emissions at the lowest cost" (*ibid.*, p.1029, note 43, c'est moi qui souligne).

²¹² DALES, 1968, p.96.

²¹³ *Id.*

l'éventail des partenaires intéressants de ce point de vue²¹⁴.

Les *coûts de transaction* représentent quant à eux des coût additionnels qui peuvent réduire l'intérêt de la vente d'un permis en termes d'efficience économique. A nouveau, c'est dans les marchés comptant un grand nombre d'acteurs qu'ils seront le moins susceptibles de peser: plus il y aura de partenaires, plus il y aura de transactions et moins y seront associés ces coûts spécifiques. Par contre, les "marchés clairsemés"²¹⁵, qui ne regroupent qu'un nombre restreint de firmes, généreront des coûts de transaction pour les acheteurs de permis, car ils devront "investir beaucoup de temps et de ressources pour trouver un partenaire potentiel"²¹⁶. De plus, les transactions sont rares dans de tels marchés, et c'est la raison pour laquelle l'on n'y apercevra guère de "signaux de prix"²¹⁷. Des négociations bilatérales destinées à la détermination d'un prix devront donc être engagées, ce qui générera encore d'autres coûts de transaction²¹⁸.

²¹⁴ Voy. ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.104 ("*Restrictions on trading areas (...) raise compliance cost by eliminating some cost reducing trading possibilities*"). TIETENBERG, 1985, p.79, parle d'une "*cost penalty associated with restricted trading opportunities*".

²¹⁵ "*Thin markets*" (NOLL, 1982, pp.116 et 125-126).

²¹⁶ *Ibid.*, p.116.

²¹⁷ *Id.* Les signaux de prix sont importants à deux points de vue. Tout d'abord, ils écartent la nécessité de devoir négocier le prix des permis. Dans cette mesure, ils représentent une économie de coûts de transaction et rendent le marché plus *efficient*. Ensuite, ils permettent aux pollueurs de faire leurs calculs avant d'entrer dans le marché, ce qui le rend plus *attractif* (infra, 5.3.2.2).

²¹⁸ *Id.*

5.3.2.2. *Le caractère attractif d'un marché*

L'émission²¹⁹ de *signaux clairs de prix* permet aux participants potentiels d'un marché de faire leurs calculs avant d'y entrer, c'est-à-dire avant de se lancer dans des opérations d'extension (accroissements d'émissions requérant l'achat de permis) ou de réduction des volumes de pollution qu'ils émettent (permettant la vente de permis)²²⁰. Ceci rend le marché plus attractif, car l'incertitude relative au prix des permis est écartée d'emblée. D'autre part, la détermination des participants potentiels à se lancer dans une transaction dépend d'une bonne information concernant les prix. Dans le cas inverse, cette détermination est moins probable: si l'on se place par exemple du côté des acheteurs, ils peuvent alors redouter de n'être informés que des opportunités de transaction les plus coûteuses, alors que des opportunités moins coûteuses leur échapperaient par manque d'information²²¹. Le marché ne serait guère attractif en pareille hypothèse. L'émission de signaux clairs de prix, dont dépend donc le caractère attractif d'un marché, est plus probable lorsque les transactions y sont fréquentes²²². L'on présuppose alors à nouveau que le nombre des partenaires soit élevé.

La simplicité des transactions et la *flexibilité* caractérisant les transferts de permis représentent deux autres conditions du caractère attractif d'un marché de pollution. Leur

²¹⁹ L'information relative aux prix peut être émise à différents niveaux. Tout d'abord, l'administration pourrait elle-même se charger de le faire: "*For example, the legislator can provide for conditions ensuring adequate information for the participants in the market*" (PEETERS, 1991, p.162). A défaut d'une pareille démarche administrative, on pourrait envisager des initiatives privées en ce sens, faisant intervenir des courtiers privés (*id.*) ou des "comptoirs généraux centralisés" (*centralized clearinghouses*, LIROFF, 1980, p.25). En l'absence de ces deux types de dispositifs d'information, les prix devront être négociés au niveau des transactions privées (*id.*), mais ceci représentera des coûts de transaction (voy. la note 216).

²²⁰ NOLL, 1982, p.116.

²²¹ "*The opportunity for more cost-effective pollution control through the operation of an offset market will be diminished if there is poor communication by sellers to buyers of the price of available offsets. The most inexpensive offset opportunities may be lost if only the most expensive opportunities are known*" (LIROFF, 1980, p.25).

²²² NOLL, 1982, pp.116 et 125.

signification et leur implication institutionnelle sont précisées dans les développements qui suivent, lesquels posent la question d'un arrangement administratif optimal du point de vue de la configuration spatiale.

5.3.2.3. *Une configuration spatiale efficiente et attractive*

Il existe trois types d'organisation spatiale des marchés de pollution: les marchés simples, les marchés à permis zonaux et les marchés à permis multiples (supra, 5.2.2.1).

1) Les *marchés à permis zonaux* sont indubitablement ceux qui comptent le moins de partenaires entre lesquels des transferts peuvent être envisagés, puisque les transferts inter-zonaux sont interdits (supra, 5.2.2.1, 2)). A la lumière des développements qui précèdent, l'on peut dès lors considérer qu'ils ne sont guère optimaux du point de vue de l'efficience économique (minimisation des coûts de réduction²²³ et absence de coûts de transaction), et qu'ils ne sont pas davantage attractifs pour les pollueurs (émission de signaux clairs de prix).

2) Les *marchés à permis multiples* peuvent par contre compter un grand nombre de partenaires, puisque les transferts sont admissibles entre tous les partenaires de la région de marché²²⁴. C'est la raison pour laquelle ils sont en principe plus efficaces, dans la mesure où les coûts de réduction pourraient y être minimisés²²⁵. Cette efficience est toutefois menacée par leur manque d'attrait envers leurs participants potentiels (les pollueurs de la région). En effet, la minimisation des coûts de réduction, à laquelle s'associe l'efficience du marché, suppose la participation d'un nombre maximal de firmes, afin que les acheteurs de permis puissent s'adresser à celles pour lesquelles les réductions sont en fait les moins coûteuses (supra, 5.3.2.1). Par ailleurs, c'est dans la mesure où celles-ci peuvent escompter

²²³ Voy. par ailleurs TIETENBERG, 1985, p.75.

²²⁴ A propos spécifiquement des marchés à permis zonaux, voy. par ailleurs TIETENBERG, 1985, p.75 et ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.104.

²²⁵ *Ibid.*, p.120: "Since region wide trades are permitted, the possibilities for cost reduction are enhanced as compared to restricting trades to proximate sources".

une certaine demande qu'elles se présenteront effectivement comme vendeuses²²⁶. Or deux facteurs associés au fonctionnement des marchés à permis multiples sont de nature à décourager la formulation d'une demande de permis: les transactions y seront complexes, et affectées d'un manque de flexibilité.

Dans les marchés à permis multiples, la *complexité des transactions*²²⁷ provient du fait que les firmes qui projettent de s'y installer (ou d'augmenter leur activité) doivent acheter des permis dans chaque subdivision interne où l'on prévoit que leurs émissions (supplémentaires) vont se répercuter²²⁸. L'accroissement d'émissions représenté par leur installation ou par leur expansion n'est pas légitime tant qu'elles n'ont pas obtenu tous les crédits requis conformément à cette règle²²⁹. Chaque subdivision interne constitue un sous-marché au sein duquel est disponible un nombre limité de permis dotés d'une valeur spécifique (supra, 5.2.2.1, 3) et 5.2.2.2). La complexité des transactions provient de la diversité des sous-marchés dans lesquels toute firme intéressée doit acquérir des permis (en raison de la multiplicité des lieux d'impact de ses émissions). La *divergence* des prix des permis représente alors un premier facteur de complexité. Comme on l'a vu plus haut, les subdivisions internes des marchés à permis multiples représentent des territoires où les impacts des émissions varient en fonction de leurs particularités géographiques (notions de site de réception et de coefficient de transfert, supra, 5.2.2). Pourtant, le standard ambiant prescrit la même exigence environnementale pour l'ensemble de la région de marché. Son atteinte sera plus ou moins facile en fonction du caractère favorable ou non des particularités géographiques de la subdivision, ce qui se répercutera sur le prix des crédits y étant associés:

²²⁶ A propos du conditionnement de l'efficience économique d'un marché par son caractère attractif, voy. également supra, 3.3.

²²⁷ TIETENBERG, 1985, pp.61-62.

²²⁸ *Ibid.*, p.61; ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.102. Cette obligation semble indépendante d'une éventuelle absence d'impact significatif au moment de l'installation ou de l'expansion de la source: "*It may be that at a particular point in time fewer than N [permits] are needed because air quality at some receptors will be below the legal threshold. Nonetheless to guarantee that the ambient standards are met at all receptors for all points in time all N permit markets need to be activated*" (*ibid.*, note 5).

²²⁹ TIETENBERG, 1985, p.61.

"Chaque ensemble de crédits de réduction commanderait un prix différent, reflétant la difficulté d'atteindre le standard ambiant au niveau du récepteur concerné"²³⁰. Un second facteur de complexité est représenté par l'*incertitude* des prix dans les sous-marchés où il s'agit d'acquérir des crédits. Il est en effet probable que le nombre de leurs participants respectifs soit restreint, ce qui y réduit la fréquence des transactions et y empêche l'émission de signaux clairs de prix (supra, 5.3.2.2). Dès lors, "(...) les prix des crédits sont plus généralement négociés au cas par cas que déterminés [d'avance] par un marché comptant un grand nombre de vendeurs et d'acheteurs"²³¹. Ceci empêche les pollueurs de faire leurs calculs avant d'entrer dans le marché. L'autre aspect du problème est alors le caractère exponentiel des coûts de transaction: "Lorsqu'une source est tenue de négocier dans plus d'un marché"²³², le problème représenté par la négociation s'aggrave"²³³. Qu'il soit nécessaire de négocier dans plus d'un marché représente un troisième facteur de complexité: l'*indétermination* des prix corrélative à l'interdépendance des marchés. Ainsi, une firme s'installant dans une région entamera en principe la négociation de l'achat d'un permis dans un sous-marché B lorsqu'elle connaîtra le prix pratiqué dans un sous-marché A. Il se trouve néanmoins que ce prix-là doit également être négocié: mais à nouveau, le commencement de négociations y dépendra en principe de la connaissance du prix dans le sous-marché B, qui n'est cependant pas disponible. Cette indétermination peut être levée par des négociations simultanées dans les sous-marchés A et B"²³⁴, mais cette simultanéité rend les transactions plus complexes.

Dans les marchés à permis multiples, le *manque de flexibilité* qui caractérise les transferts de permis d'un sous-marché à un autre est également de nature à les rendre moins

²³⁰ *Id.*

²³¹ *Ibid.*, p.62.

²³² Comme tel est normalement le cas dans un marché à permis multiples, lorsque les émissions de la source ont un impact dans plusieurs subdivisions, et qu'il est nécessaire d'y entamer des négociations en raison du nombre restreint de leurs partenaires (et de l'absence corrélative de signaux de prix).

²³³ *Id.*

²³⁴ *Id.*

attractifs. Ces transferts ne sont pas suivis d'effet immédiat²³⁵, car une transformation de la valeur des permis transférés précède leur utilisation (supra, 5.2.2.1, 3)).

3) L'on peut dès à présent conclure que les marchés à permis zonaux présentent des inconvénients en termes d'efficacité économique et d'attrait pour les pollueurs. Les marchés à permis multiples sont en principe plus efficaces, car l'éventail des transactions possibles y est plus large. Cet avantage est toutefois menacé par leur caractère peu attractif, car celui-ci réduira le nombre des transactions effectives. Les *marchés simples* (supra, 5.2.2.1, 1)) ne possèdent ni l'un ni l'autre de ces inconvénients. Comme les crédits peuvent circuler dans l'ensemble de la région, le nombre de leurs partenaires est élevé: ceci les rend plus efficaces, car les coûts d'observance y sont davantage susceptibles de minimisation²³⁶. Par ailleurs, l'uniformité des conditions des transactions et de la valeur des permis les rendent plus attractifs pour les pollueurs (simplicité des transactions et flexibilité).

Les marchés simples représentent donc une configuration spatiale optimale du point de vue de l'efficacité économique et du caractère attractif des marchés de pollution. Du point de vue de la lutte contre la pollution, ils présentent néanmoins un inconvénient majeur: les transferts de permis peuvent s'y opérer entre sources distantes²³⁷ et sans modification de

²³⁵ Pour la notion de flexibilité présentement utilisée, voy. supra, 3.3 in fine.

²³⁶ Un autre facteur de l'efficacité économique des marchés simples est l'économie des *coûts administratifs* représentés par leur conception. Comme ceux-ci reposent sur la technique de l'émission, il suffit à l'administration de définir un standard d'émission régional (le volume de pollution globalement admissible dans la région). Voy. à ce propos supra, 5.2.2 et 5.2.2.1, 1)). Par contre, dans les marchés à permis zonaux ou à permis multiples, l'administration doit également répartir ce plafond entre les différentes zones (TIETENBERG, 1985, p.75) ou subdivisions internes. A cette fin, elle utilise des modèles d'impact environnemental et des fonctions de coûts de réduction (supra, 5.2.2.3). L'établissement de ces modèles et de ces fonctions est certainement générateur de coûts administratifs.

²³⁷ Ce qui n'est pas le cas dans les marchés à permis zonaux, qui présenteront pour cette raison une *vulnérabilité minimale* au problème des *hot spots*: "(...) the zoned permit system attempts to lower this vulnerability by reducing the number of trades between nonproximate sources" (TIETENBERG, 1985, p.74). Voy. également supra, 5.2.3.1 et ATKINSON et TIETENBERG, 1982, pp.107-108.

leur valeur²³⁸. Les marchés simples seront dès lors extrêmement vulnérables au problème des *hot spots*²³⁹.

5.4. L'efficience économique des marchés complexes: les limites de leur conception administrative et le relais du marché

La catégorie des marchés "complexes" comprend les marchés à permis zonaux et à permis multiples, en tant qu'ils se différencient des "marchés simples"²⁴⁰. Les marchés complexes contiennent davantage de garanties écologiques que les marchés simples²⁴¹, dans

²³⁸ Ce qui n'est pas le cas dans les marchés à permis multiples. Les transferts de permis entre sources distantes s'accompagnent d'une transformation de leur valeur en fonction de l'impact géographique différent de ces sources (ROBERTS, 1982, pp.1031-1032 et supra, note 173). Il n'en reste pas moins que de tels transferts sont permis: pour cette raison, l'on peut considérer que les marchés à permis multiples ne présentent qu'une *vulnérabilité moyenne* au problème des *hot spots*.

²³⁹ L'on pourra dire que les marchés simples présentent une *vulnérabilité maximale* au problème des *hot spots*. Voy. en ce sens TIETENBERG, 1985, p.74 et ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.103: "*The emission permit system is, by itself, powerless to prevent the 'hot spots' from emerging*".

²⁴⁰ NOLL, 1982, p.125, distingue la notion de "système complexe" de celle de "système simple". Voy. également supra, 5.2.2.1.

²⁴¹ Selon Noll, les marchés simples déjà apportent des garanties d'uniformité géographique supérieures à celles d'un système de standards individualisés (supra, 1.2.1). "*If the comparison is to be made between a simple tradable permits system and the existing regulatory arrangement, the issue is whether a tradable permits system increases or reduces the geographic concentration of emissions compared to the present pattern. Because the present source-specific standards system tends to force some activities to overabate (...) while leaving other sources virtually unregulated, it should not be surprising to find that a tradable permits system evens out the pattern of emissions in comparison to the present system, and therefore makes more even the geographical distribution of measured pollution within a region*" (id., c'est moi qui souligne). Si l'on compare toutefois les marchés simples aux marchés complexes (et non plus aux standards individualisés), l'on aperçoit que ces derniers apportent de meilleures garanties d'uniformité géographique. Un transfert de permis représente une augmentation d'émission d'un côté et une réduction corrélative d'un autre côté. En termes de niveaux de concentration de pollution, la compensation de l'augmentation par la réduction (et le maintien de l'uniformité géographique) a plus de chances de se produire si les deux sources concernées sont proches l'une de l'autre. Cette condition de proximité est toujours remplie dans les marchés à permis zonaux. En effet, ceux-ci sont conçus pour éviter les transferts entre sources distantes (supra, 5.2.3.1 et note 200).

la mesure où ils permettent de prévenir les *hot spots* en prohibant les transferts entre sources distantes ou en les assortissant de conditions. Au sein de la catégorie des marchés complexes, les marchés à permis zonaux préviennent mieux les *hot spots* que les marchés à permis multiples, car aucun transfert entre sources distantes n'y est concevable²⁴². Cet avantage spécifique des marchés à permis zonaux se solde toutefois d'un inconvénient du point de vue de l'efficacité économique: comme ils comptent peu de participants, leur éventail de partenaires potentiels est limité. L'acheteur de permis aura donc moins de chances de trouver le vendeur le moins susceptible de minimiser ses coûts de réduction, et enregistrera de surcroît des coûts de transaction. Ceci risque d'augmenter le coût global d'observance du standard applicable, dont la formule d'efficacité économique de Noll recommande pourtant la minimisation (supra, 5.3.2.1).

5.4.1. L'hypothèse d'une information parfaite, la flexibilité technologique et la transparence des prix

L'on a vu néanmoins que le critère d'efficacité économique pouvait également inspirer le découpage des zones de circulation de permis (supra, 5.2.2.3). Un marché à permis zonaux configuré de la sorte représenterait un dispositif optimal puisque par ailleurs, les *hot spots* y sont prévenus par la proximité des partenaires.

Une zone de circulation se définit en fonction de l'état de la pollution et des circonstances géographiques propres à un site de réception, et en fonction des coefficients de transfert applicables dans ce site. En tenant compte d'autre part du standard ambiant à atteindre, l'on définit le volume de pollution émissible dans le site considéré (supra, 5.2.2.2). Chaque zone de circulation possède donc un standard d'émission particulier. Si la rigueur de ce standard d'émission dépend donc de facteurs écologiques²⁴³, elle peut aussi se justifier en considération des coûts de réduction des firmes rattachées au site²⁴⁴. Le critère d'efficacité économique recommande alors d'impartir les standards plus restrictifs aux zones

²⁴² Voy. supra, notes 237 et 238.

²⁴³ Notion de modèle d'impact environnemental, supra, 5.2.2.3, note 182.

²⁴⁴ Notion de fonction des coûts de réduction, note 186.

dont les firmes présentent des coûts de réduction relativement faibles. La rigueur du standard impose l'achat d'un grand nombre de permis, ce qui est de nature à élever le prix à payer par les acheteurs, mais le caractère peu élevé des coûts de réduction enregistrés par les vendeurs permet de compenser cette montée des prix. Inversement, un standard moins restrictif pourrait être imparti aux zones dont les firmes enregistrent d'importants coûts de réduction: en pareil cas, les prix des permis seraient plus élevés, mais la dépense représentée pour les acheteurs serait moindre, car le nombre de permis à acheter serait moindre (supra, 5.2.2.3). L'impartition efficiente de standards à des zones repose donc sur la considération des coûts de réduction des firmes qui s'y trouvent. La minimisation des coûts d'observance recommande alors d'impartir des standards plus restrictifs aux zones dont les firmes réduisent leurs émissions à bon marché, et des standards moins restrictifs aux autres. L'économie de coûts est alors proportionnelle à la précision du découpage des zones. Plus ce découpage est précis, plus un marché comptera de zones, et plus la taille de ces zones sera restreinte²⁴⁵. Mais il importe alors que l'administration dispose d'une *information parfaite* concernant la répartition des coûts de réduction au sein du marché.

Il importe d'autre part que les caractéristiques environnementales des zones se prêtent à l'impartition de standards plus ou moins restrictifs. Dans une zone fortement polluée ou à circonstances géographiques défavorables, l'atteinte du standard ambiant requiert un standard d'émission restrictif, alors qu'un standard plus souple, admettant davantage d'émissions, peut être défini dans une zone plus favorable. L'on a vu plus haut que ce critère de politique environnementale pouvait problématiser la recherche de l'efficacité économique, et que c'était effectivement le cas des zones écologiquement défavorables, lorsque les coûts de réduction des firmes qui s'y trouvent sont élevés. Les circonstances économiques ne servent alors guère la recherche d'efficacité de la politique environnementale, mais ce problème peut être relativisé si les pollueurs font preuve de *flexibilité technologique* (supra, 5.2.2.4, 1)).

Dans l'hypothèse problématique des zones écologiquement défavorables où les firmes enregistrent d'importants coûts de réduction, le conflit de la politique environnementale et du

²⁴⁵ TIETENBERG, 1985, p.76: "(...) as the number of zones is increased (by reducing the size of each zone) the cost effectiveness of the policy must increase". En pareil cas, "(...) the correct amount of control responsibility is assumed to be allocated to each zone (...)".

critère de minimisation des coûts d'observance pourrait à vrai dire se résoudre selon le procédé inverse: la prise en considération des coûts de contrôle déterminerait alors la rigueur du standard d'émission. Cette solution ne semble guère admissible eu égard à la thèse selon laquelle les marchés de pollution sont prioritairement des instruments de protection de l'environnement, même s'ils cherchent à tenir compte des intérêts économiques de leurs partenaires (supra, chapitre I, section 1). Une telle solution pervertirait l'ordre des priorités des objectifs politiques recherchés. Par contre, le changement d'option technologique en fonction de la rigueur du standard d'émission respecte cet ordre, puisque ce sont alors les coûts de contrôle qui sont modifiés eu égard au standard. Pour la solution du conflit des objectifs écologique et économique, le facteur déterminant doit donc être le standard, mais non les coûts effectifs de son application. Dès lors, ce sont bien ces derniers qu'il s'agit d'adapter, et cette adaptation suppose que les pollueurs soient prêts à changer d'option technologique. Grâce à une réduction des coûts de contrôle, ce changement devrait rendre possible une application efficiente du standard.

Disposant d'une information parfaite concernant la répartition des coûts de contrôle, l'administration peut donc impartir aux zones du marché des standards de rigueur variable, dont l'atteinte serait rationnelle en termes d'efficience économique. Le critère des coûts ne correspond pas nécessairement avec l'objectif environnemental pertinent dans chaque zone (la rigueur du standard d'émission), mais ce problème s'amenuise si les pollueurs sont prêts à changer d'option technologique. Les zones configurées dans ces conditions seraient en outre conformes au critère de la prévention des *hot spots*. En effet, il est déjà acquis que les marchés à permis zonaux présentent une vulnérabilité minimale à ce type de problème, dans la mesure où ils excluent les transferts entre sources distantes (supra). C'est toutefois précisément l'élément problématique des marchés à permis zonaux du point de vue de l'attrait qu'ils peuvent représenter pour les pollueurs: les transferts entre sources distantes y sont exclus parce qu'ils sont de taille réduite. Dès lors, ils ne comptent qu'un nombre restreint de partenaires et les transactions n'y sont guère fréquentes. C'est la raison pour laquelle l'émission de signaux clairs de prix est improbable à l'intérieur des zones (supra, 5.3.2.2 et 5.3.2.3, 1)). L'information parfaite relative aux coûts de contrôle pourrait toutefois permettre

de solutionner ce problème. Disposant d'une telle information (fonction des coûts de réduction²⁴⁶), l'administration constaterait par cet intermédiaire les prix des permis²⁴⁷ et les communiquerait publiquement²⁴⁸. Cette *transparence des prix* serait un facteur d'attrait pour les participants potentiels du marché.

5.4.2. *L'information imparfaite et le relais du marché*

A propos des marchés à permis zonaux, Tietenberg écrit qu'"il existe en principe, à tout moment donné, une répartition des contrôles d'émissions [entre les zones] qui minimise les coûts d'observance. Toutefois, [l'administration] devrait connaître les coûts de contrôle de chaque source pour définir une telle répartition"²⁴⁹. Cette connaissance est bien l'objectif que recherche l'administration lorsqu'elle établit des "fonctions de coûts de réduction"²⁵⁰ à l'aide de la collaboration des pollueurs²⁵¹. Tietenberg précise toutefois qu'"une telle omniscience est un objectif irréaliste pour toute [administration]"²⁵². Indépendamment de la question des coûts administratifs associés à l'établissement des fonctions de coûts de réduction²⁵³, l'administration ne serait en effet guère en mesure de disposer d'une *information parfaite* qui aurait le mérite d'être *actuelle*, ou plus précisément de la mettre à profit dans sa politique. L'"évolution normale de l'économie locale" commanderait des

²⁴⁶ Voy. supra, note 186.

²⁴⁷ En effet, les prix des permis sont en principe à la mesure des coûts de réduction enregistrés par les firmes qui les vendent. Si l'administration connaît ces coûts, l'on peut également envisager qu'elle contrôle les prix pratiqués et sanctionne les prix abusifs. Ce contrôle constituerait un facteur d'attrait supplémentaire pour les acheteurs potentiels (supra, 5.3.2.2).

²⁴⁸ A propos des différents niveaux possibles de l'information relative aux prix, voy. supra, note 219: cette information pourrait notamment être communiquée par l'administration.

²⁴⁹ TIETENBERG, 1985, p.75.

²⁵⁰ Voy. supra, note 165.

²⁵¹ Voy. supra, note 147.

²⁵² TIETENBERG, 1985, p.75.

²⁵³ *Id.* et supra, note 236.

modifications perpétuelles des fonctions utilisées²⁵⁴. Avant qu'une politique conforme aux circonstances d'un moment déterminé ne soit formulée, les circonstances peuvent avoir encore évolué. D'autre part, et du côté de l'application d'une nouvelle politique, il faut aussi compter un temps d'adaptation du côté de ses destinataires. De nouveau, les circonstances peuvent s'être entretemps modifiées²⁵⁵.

L'hypothèse plus réaliste d'une *information limitée ou incomplète* problématise donc la thèse selon laquelle il est possible de configurer des zones conformément à la répartition effective des coûts de contrôle, et de minimiser par là les coûts d'observance (supra). L'on peut même aller plus loin, et avancer qu'en raison de l'inadéquation du découpage administratif par rapport à cette répartition, tout système de marchés zonaux accuse une inefficience spécifique: si les coûts de contrôle réels ne se prêtent pas à une application efficiente des réductions d'émissions prescrites, le découpage lui-même impose à la collectivité des pollueurs une pénalité en termes de coûts²⁵⁶. Il est en effet probable qu'en raison des barrières dont il assortit la circulation des permis²⁵⁷, les échanges optimaux du point de vue de la minimisation des coûts de contrôle deviennent impossibles²⁵⁸.

La théorie de la minimisation des coûts recommande alors naturellement de lever ces barrières afin d'élargir les possibilités de transfert. Il s'agit en d'autres termes de rouvrir la porte à la loi de l'offre et de la demande²⁵⁹, et c'est en ce sens que l'on peut parler d'un *relais du marché*. La réintroduction d'une dynamique de marché peut concrètement s'opérer

²⁵⁴ TIETENBERG, 1985, pp.75-76.

²⁵⁵ *Ibid.*, p.76 et supra, note 188.

²⁵⁶ "*Unfortunately the more realistic limited-information allocations would extract an additional cost-penalty. Allocating too much control responsibility to one zone and too little to another would raise compliance costs above the least-cost solution, even if the control authority were able to decide the correct total emission reduction for the region as a whole*" (TIETENBERG, 1985, p.75, c'est moi qui souligne).

²⁵⁷ "(...) since no trades are permitted across zone borders (...)" (*ibid.*, p.78).

²⁵⁸ Il serait plus exact de dire que ces échanges optimaux sont *interdits*.

²⁵⁹ "*In limited-information permit systems, the conventional initial allocations produce high cost penalties which can be reduced only by trading*" (*id.*, c'est moi qui souligne).

de quatre façons différentes:

- 1) les zones peuvent être agrandies²⁶⁰;
- 2) les transferts sont autorisés dans l'ensemble de la région, avec variation de la valeur des permis (marché à permis multiples);
- 3) les transferts sont autorisés dans l'ensemble de la région et tous les permis ont une valeur identique: celle-ci correspond au volume d'émissions admissible pour le respect du standard au niveau du lieu le plus pollué de la région (marché simple du système *HAP*, supra, 5.2.2.1, 1));
- 4) les transferts sont autorisés dans l'ensemble de la région et tous les permis ont une valeur identique: celle-ci correspond au quotient du volume d'émissions global par le nombre de permis en circulation (marché simple, supra, 5.2.2.1, 1)).

5.5. Le relais du marché et la prévention des *hot spots*: l'échec des mesures administratives générales

Il est intéressant de comparer cette dernière solution aux trois premières. Tout d'abord, l'on pourra dire que la réintroduction de la dynamique de marché y est pure et simple, alors que les trois premières solutions l'assortissent de conditions. Ensuite, l'on constatera parallèlement que la dernière solution représente un changement technique: alors que le marché zonal supposait l'utilisation de la technique de l'immission, le marché simple qu'elle introduit repose sur la technique de l'émission. Par contre, les trois premières solutions maintiennent la technique de l'immission²⁶¹. Le choix entre ces quatre solutions devrait s'inspirer de cette comparaison, pour autant que le relais du marché ne fasse pas perdre de vue l'optique environnementale de la prévention des *hot spots*. En effet, le principe

²⁶⁰ *Id.*, a contrario: "*Smaller zones restrict trading opportunities substantially (...) and the costs raise accordingly*".

²⁶¹ A propos des notions de technique de l'émission et de technique de l'immission, voy. supra, le début de la section 5.2.2. Les permis qui circuleront dans le cadre de la dernière solution (technique de l'émission) seront des "permis d'émission", alors qu'il s'agira de "permis ambiants" dans le cadre des trois premières (technique de l'immission). Voy. à ce propos supra, note 127.

d'uniformité spatiale de l'application du standard ambiant²⁶² impose d'emblée l'option pour la technique de l'immission lorsque la région de marché comporte des territoires à impacts variables (critère de la configuration géographique du marché) ou en présence d'un polluant d'impact non uniforme (critère du polluant réglementé, supra, 5.2.2). A contrario, la quatrième solution, qui repose sur la technique de l'émission, ne pourrait être élue par l'administration que dans les régions où les émissions du polluant réglementé ont un impact uniforme²⁶³.

Si l'administration s'assure du respect de cette condition avant d'instituer un marché simple, l'on peut considérer que le risque de *hot spot* est déjà relativisé *au niveau de la conception administrative*. Si cette condition n'est pas remplie, l'administration optera pour l'un des trois premiers systèmes et reconfigurera le marché en y plaçant des récepteurs. Afin de parvenir à une configuration adéquate, elle se servira de modèles d'impact environnemental et de fonctions de coûts de réduction (supra, 5.2.3.1). Ceci lui permettra de définir de nouvelles zones (première solution) ou de diviser le marché en subdivisions internes (deuxième solution)²⁶⁴. Elle peut aussi placer un récepteur à l'endroit le plus pollué de la région, et en faire le critère du respect du standard ambiant dans toute la région (troisième solution). Ces trois solutions reposent donc sur la technique de l'immission, car des critères d'impact sont pris en considération. La loi de l'offre et de la demande n'a pas le champ libre, car ces critères assortissent les échanges de permis de conditions spécifiques²⁶⁵. Ceci ne

²⁶² Voy. supra, note 130.

²⁶³ ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.102: "*If (...) the objective is to reduce the total amount of emissions in an area at minimum cost, the administratively simpler emissions permit system, relying on spatially undifferentiated permits, is appropriate*". Un tel objectif n'est en principe formulé que dans l'hypothèse écologique décrite: on peut alors se contenter de prescrire une réduction simplement globale des émissions, sans que l'uniformité géographique ne soit compromise.

²⁶⁴ *Id.*: "*If the objective is to produce the desired air quality at N predetermined receptor locations at minimum cost, an ambient permit system involving spatially differentiated permits is appropriate. This system takes into account each source's emission diffusion characteristics, which map emissions to each specific receptor's air quality*". Cet objectif est formulé dans l'hypothèse écologique inverse (voy. la note précédente).

²⁶⁵ Si les zones sont élargies, les échanges de permis ne peuvent avoir lieu qu'à l'intérieur des limites spatiales nouvellement définies. Si l'on instaure un marché à permis multiples, les

suffit toutefois pas à exclure le risque de *hot spots*, qui peuvent se présenter en raison de la nature du problème écologique concerné (supra), et du fait que l'administration ne peut anticiper tous les facteurs de nature à les provoquer (problème de l'arrivée de sources nouvelles, supra, 5.2.3.1; modification des fonctions de coûts de réduction et information imparfaite, supra).

Dès que la loi de l'offre et de la demande prend le relais de l'action administrative pour des raisons d'efficience économique (élargissement des possibilités de transfert), le risque de *hot spots* refait donc son apparition, sans que l'administration ne soit entièrement en mesure de le prévenir par une configuration spatiale adéquate du marché. Il dépend en effet des circonstances particulières de chaque transfert: par définition, celles-ci sont inconnues au moment de la configuration administrative du marché²⁶⁶, qui se limite par ailleurs à énoncer les conditions générales des transferts. Ceci ne signifie pas que ce risque soit inévitable, mais que sa prévention doit se réaliser à un autre niveau que celui de la conception administrative: au moment du *fonctionnement du marché*, chaque projet de transfert pourrait être soumis à l'administration pour autorisation individuelle (infra, chapitre IV, 4.3). Si des *hot spots* se présentent en dépit de ces deux types de prévention que représentent la conception administrative et l'autorisation individuelle, il faudrait mettre en oeuvre des *dispositifs de responsabilité* appropriés du point de vue de leur prévention et de la réparation des dommages qu'ils ont provoqués (infra, chapitre VI, 2.3).

échanges sont sujets à des variations de la valeur des permis (supra, 5.2.2.1, 3)). Si l'on adopte la méthode *HAP*, les transferts ne peuvent aboutir à augmenter la concentration de pollution au niveau du site le plus pollué de la région (voy. NOLL, 1982, p.124, à propos de cette dernière condition).

²⁶⁶ Même si elles peuvent être anticipées à l'aide des fonctions de coûts de réduction (supra, 5.2.3.1). La connaissance imparfaite problématise toutefois l'exactitude de ces fonctions (supra).

6. LA VALEUR DU DROIT DE POLLUTION

M.Peeters définit le droit de pollution comme "une autorisation, donnée par voie d'autorité, de *procéder à une activité* qui serait autrement défendue par la loi". Cette activité, qui constitue le "contenu" du droit de pollution²⁶⁷, consiste à "émettre des polluants"²⁶⁸ déterminés (6.1), à concurrence d'une certaine quantité. Elle s'assortit toutefois de *modalités diverses*, correspondant à la "valeur" spécifique de chaque droit de pollution. Ces modalités caractérisent l'activité autorisée dans l'espace (6.2) et dans le temps (6.3). Elles ont leurs avantages et leurs inconvénients du point de vue de la lutte contre la pollution, de l'efficacité économique et du caractère attractif d'un marché de pollution.

6.1. Le polluant réglementé

Les polluants dont l'émission est autorisée se distinguent selon leur mode de dispersion (6.1.1) et en fonction de leurs interdépendances possibles avec d'autres polluants (6.2.2).

6.1.1. Polluants d'impact uniforme ou d'impact non uniforme

Ces deux catégories de polluants ont été présentées plus haut (voy. le début de la section 5.2.2). Le principe d'uniformité géographique de l'application du standard ambiant²⁶⁹ problématise la conception administrative des marchés de pollution pour les polluants d'impact non uniforme. En effet, l'administration doit alors opter pour la technique de l'immission, et restreindre en conséquence la taille des marchés ou les diviser en subdivisions internes. Requis du point de vue de la lutte contre la pollution, cette option représente toutefois des inconvénients en termes d'efficacité économique et minimise le caractère attractif d'un marché de pollution (supra, 5.3.2.3). Une seconde garantie de l'uniformité géographique peut intervenir au niveau du fonctionnement du marché, par l'intermédiaire de

²⁶⁷ PEETERS, 1992, p.81, c'est moi qui souligne.

²⁶⁸ RAUFER et FELDMAN, 1987, p.6; DALES, 1968, p.93.

²⁶⁹ Voy. la note 130.

contrôles individualisés des transferts de droits, mais elle représente le même type d'inconvénients (infra, chapitre IV, 4.4). Et enfin, c'est dans l'hypothèse où sont émis des polluants d'impact non uniforme que peuvent survenir les *hot spots*, qui génèrent d'importants problèmes de responsabilité à défaut d'une prévention appropriée (infra, chapitre VI, 2.1). Toutefois, c'est précisément cette prévention qui réduit l'efficience et l'attrait d'un marché de pollution.

Au terme d'une étude des mécanismes de prévention possibles *au niveau du fonctionnement du marché*, Peeters tire une conclusion de politique environnementale: l'instrument du marché de pollution ne devrait être choisi que pour les polluants d'impact uniforme. Par contre, il ne serait guère approprié pour les polluants d'impact non uniforme, car chaque transfert devrait faire l'objet d'un contrôle administratif individualisé, ce qui limiterait la *flexibilité* des échanges²⁷⁰. Cette thèse peut être étayée par un argument supplémentaire, découlant des développements qui précèdent. En effet, le manque de flexibilité n'est pas le seul inconvénient des marchés applicables aux polluants non uniformes. A vrai dire, il concerne le seul niveau du fonctionnement du marché, où interviennent des autorisations individuelles des transferts. D'autre part, c'est le caractère attractif du marché qu'il compromet (voy. supra, 3.3). En tant qu'instrument d'incitation (supra, 1.2.1), le marché doit posséder un autre mérite que celui de son attrait, à savoir celui de son *efficience économique* (supra, 3.2). A ce propos, les développements qui précèdent montrent que ce sont les marchés simples, reposant sur la technique de l'émission, qui sont les plus intéressants

²⁷⁰ "De toepassingsmogelijkheid van het instrument is in grote mate afhankelijk van de aard van het milieuprobleem. Met name milieubelastende activiteiten waarbij geen sprake is van locatiespecifiek milieu-effect lijken geschikt voor toepassing van het instrument. Dit vloeit voort uit het gegeven, dat bij milieuproblemen waarbij sprake is van locatiespecifieke effecten een overheidsbeoordeling van de toelaatbaarheid van de verplaatsing vaak noodzakelijk zal zijn. Voorts dient bij dergelijke milieuproblemen aan derde-belanghebbenden bij een concrete verplaatsing een goede rechtspositie te worden gegarandeerd (...), hetgeen een forse beperking is op de flexibiliteit van de vergunningenmarkt" (PEETERS, 1992, p.127, c'est moi qui souligne). STEWART, 1988a, p.167, note que les autorisations individuelles ne relèvent guère du principe des systèmes d'incitants économiques, lesquels "*control aggregate pollution or risk levels, but not the levels produced by any one facility or at any one location*". C'est la raison pour laquelle "*they are best adapted to deal with environmental problems that are not local in character*" (c'est moi qui souligne). Voy. également MOHR, 1992, pp.248-252; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.21.

(supra, 5.3.2.3, 3)). L'on ne se situe plus alors au niveau du fonctionnement du marché, mais à celui de sa *conception administrative*, et plus précisément à celui de sa configuration spatiale. Dans ce contexte particulier, l'on a vu que le principe d'uniformité géographique n'admettait l'option pour un marché simple que pour les polluants d'impact uniforme (voy. supra, le début de la section 5.2.2 et la section 5.2.2, 1)). Ceci conforte la thèse de Peeters par un argument supplémentaire, parce que l'on examine également l'adéquation de la politique eu égard à son efficience économique et en prenant le point de vue de la conception administrative. De cet examen se dégage la même conclusion: si l'administration est soucieuse d'efficience économique, elle doit opter pour un marché simple²⁷¹, mais elle ne peut le faire que pour les polluants d'impact uniforme. Dès lors, et dans la mesure où ils prétendent à l'efficience économique, les marchés de pollution ne devraient être utilisés que dans cette hypothèse environnementale spécifique.

6.1.2. Les polluants interdépendants

Un droit de pollution confère l'autorisation d'émettre une certaine quantité d'un polluant déterminé. La politique environnementale ne devrait toutefois pas se limiter à contrôler les émissions et la concentration de ce polluant-là: elle devrait également tenir compte de ses interdépendances possibles avec d'autres polluants et en faire dépendre l'admissibilité des transferts particuliers (infra, chapitre IV, 4.4).

6.2. Les caractéristiques spatiales de l'activité autorisée

6.2.1. Les prérogatives conférées par les techniques de l'émission et de l'immission

Ces deux techniques, qui ont été présentées plus haut (voy. le début de la section 5.2.2), confèrent aux titulaires des droits de pollution des prérogatives qui s'expriment différemment. Peeters parle à ce propos d'une "définition de la forme de pollution

²⁷¹ Pour autant que l'on présuppose son *information imparfaite* concernant la répartition des coûts de contrôle (supra, 5.4.2).

admise²⁷².

La technique de l'émission repose sur la mise en circulation de *permis d'émission*²⁷³. Ces permis confèrent à leurs titulaires le droit d'émettre un polluant à concurrence d'une certaine quantité et pendant une période et en un lieu déterminés. Ils expriment de la sorte une norme d'émission²⁷⁴. La mise en oeuvre de cette norme repose sur l'utilisation de facteurs permettant de déduire une certaine charge imposée à l'environnement (par exemple la quantité de carburant dont l'utilisation correspond à l'émission d'un certain volume de pollution)²⁷⁵. Ils peuvent éventuellement requérir une réduction de la charge imposée ("facteurs de réduction")²⁷⁶. La technique de l'immission repose quant à elle sur la mise en circulation de *permis ambients*²⁷⁷. Ces permis confèrent à leurs titulaires le droit de contribuer, dans une certaine mesure, à l'immission globale d'un polluant en un lieu déterminé. "Une immission correspond à la concentration d'une certaine substance, émise par

²⁷² PEETERS, 1992, p.81.

²⁷³ Tietenberg, supra, note 127.

²⁷⁴ "C'est alors l'émission de substances polluantes qui fait l'objet de la réglementation" (PEETERS, 1992, p.81, c'est moi qui souligne).

²⁷⁵ Le facteur choisi doit être facilement contrôlable et donner une idée exacte de la charge environnementale représentée par son utilisation (*ibid.*, p.104). A propos de cette dernière exigence, voy. également SWART, 1992, qui envisage des permis d'émission pour les gaz à effet de serre, auxquels est associé le changement climatique: "Le produit choisi [=celui dont le droit de pollution autorise la production ou la consommation] devrait être étroitement lié aux facteurs conditionnant le changement climatique" (*ibid.*, p.158). Les émissions de CO₂, par exemple, se prêtent particulièrement bien à ce type de contrôle: "Il existe une relation linéaire entre la consommation d'un combustible donné et le volume de CO₂ rejeté. Il est donc facile de calculer les émissions de CO₂ à partir de la teneur en carbone du combustible utilisé. On voit donc qu'il est parfaitement possible de mettre en oeuvre un système de permis d'émission sans devoir pour autant mesurer directement les émissions de CO₂ à la source, ces dernières pouvant être calculées directement à partir des quantités de combustibles consommées" (MOHR, 1992, p.244).

²⁷⁶ PEETERS, 1992, p.81.

²⁷⁷ Tietenberg, supra, note 127.

une ou plusieurs sources, dans une zone déterminée²⁷⁸. Théoriquement parlant, les permis expriment donc une obligation de résultat, consistant dans le respect du niveau d'immission prescrit par le standard ambiant²⁷⁹. Cet objectif plus ambitieux est assurément plus compliqué à mettre en oeuvre: comme c'est un certain degré d'impact que l'on impose en principe, le dispositif d'autorisation doit tenir compte des facteurs le déterminant. Les développements qui précèdent révèlent à ce titre l'importance de la configuration géographique d'une région et de la localisation des sources, dans la mesure où elles peuvent faire varier l'impact d'une même unité d'émission. Il peut alors s'imposer de découper le marché en zones ou en subdivisions internes (supra, 5.2.2), ou même de procéder à des autorisations individuelles des transferts²⁸⁰. La mise en oeuvre de tout système de permis ambiants repose sur l'un de ces trois types de dispositions, qui doivent aboutir à formuler des limitations d'émissions appropriées (valeur des permis dans chaque zone ou subdivision interne, ou niveau d'émission autorisé pour l'acheteur d'un permis)²⁸¹. Les systèmes de permis ambiants sont donc plus compliqués à mettre en oeuvre que les systèmes de permis d'émission²⁸², où il suffit d'utiliser les facteurs déterminants d'un certain volume d'émissions, sans tenir compte de l'impact représenté par ce volume.

P.Pearse développe une distinction analogue à partir de l'exemple des "droits à la pêche" transférables utilisés dans les pêcheries néo-zélandaises²⁸³. Il montre alors que les

²⁷⁸ PEETERS, 1992, p.82.

²⁷⁹ Au point de vue théorique, c'est donc *l'immission* qui fait l'objet de la réglementation. (*id.*).

²⁸⁰ TIETENBERG, 1985, pp.80-81 ("*Trading rules*"); PEETERS, 1992, p.82. A propos des autorisations individuelles, voy. infra, chap. IV, 4.3.

²⁸¹ La réglementation prend donc à nouveau pour objet *l'émission* de la substance polluante par toute source (*id.*), mais pour ce faire, elle doit passer par l'une des trois mesures de mise en oeuvre signalées.

²⁸² TIETENBERG, 1985, p.64: "*While the ambient permit system may be a perfect theoretical solution to the problem of incorporating source location, in practice it is difficult to implement*".

²⁸³ PEARSE, 1992, pp.126-127.

droits peuvent être libellés de deux façons différentes: en adoptant le point de vue des "flux", ou en adoptant celui du "stock"²⁸⁴. *Le point de vue des flux* repose directement sur les émissions, ce qui correspond au concept de permis d'émission. En Nouvelle-Zélande, le système des droits à la pêche reposait initialement sur cette première technique. Les droits correspondaient à des quotas autorisant la prise d'une certaine quantité de poissons, et ces quotas étaient spécifiés en termes de quantité absolue (tonnes de poissons)²⁸⁵. *Le point de vue du stock* repose par contre sur la qualité de l'environnement, ce qui correspond au concept de permis ambiant (la mise en oeuvre d'un tel système devant toutefois aboutir à formuler des limitations d'émission appropriées²⁸⁶). En Nouvelle-Zélande, les autorités ont ensuite opté pour ce système. Les quotas furent alors spécifiés en termes de pourcentages de la prise totale autorisée²⁸⁷. Au point de vue conceptuel, ces pourcentages peuvent être considérés comme correspondant à la valeur des permis ambiants de la technique de l'immission. Cette valeur est définie en fonction des facteurs d'impact (géographiques) de chaque unité d'émission. Sur cette base, l'on peut déterminer des contributions spécifiques à l'immission globale admise pour le polluant réglementé, lesquelles déterminent la valeur de chaque permis.

6.2.2. *L'option pour des permis d'émission ou pour des permis ambiants*

Les développements qui suivent montrent que le système des permis d'émission cumule les avantages en termes d'efficacité économique et d'attrait pour les pollueurs. Néanmoins, la priorité de l'objectif écologique des marchés de pollution devrait recommander l'option pour des permis ambiants dans certains cas.

L'efficacité économique supérieure des permis d'émission s'explique pour plusieurs

²⁸⁴ Voy. également sur ce point JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, pp.19-20.

²⁸⁵ PEARSE, 1992, p.126.

²⁸⁶ Voy. supra, note 281; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.20.

²⁸⁷ PEARSE, 1992, p.126.

raisons. Premièrement, ces permis sont généralement associés aux marchés simples²⁸⁸, qui permettent le mieux de minimiser les coûts d'observance dans la mesure où leurs partenaires sont nombreux (formule d'efficience économique de Noll). Les marchés simples sont par ailleurs plus attractifs pour les pollueurs en raison de l'uniformité des conditions des transactions et de la valeur des permis (voy. supra, 5.3.2.3, 3)).

Deuxièmement, ils représentent une économie de coûts administratifs²⁸⁹ associée à la simplicité de leur mise en oeuvre²⁹⁰. Les permis ambiants, de leur côté, supposent des dispositions d'application complexes et génératrices de coûts: l'administration doit établir des modèles d'impact et des fonctions de coûts de réduction afin de découper adéquatement le marché en zones (ou en subdivisions internes) de libre circulation des permis (voy. supra, 5.2.2.3). Ce n'est qu'ensuite que la valeur des permis ambiants peut être déterminée (supra, 6.2.1). Il se peut même que cette détermination se fasse au cas par cas (autorisations individuelles des transferts de droits, infra, chapitre IV, 4.3), ce qui ne manquera de générer des coûts de procédure. Les permis d'émission se passent par contre de telles dispositions, et rendent en ce sens possible une économie associée à la dérégulation. Comme on l'a vu, ils peuvent être mis en oeuvre par l'utilisation de facteurs (ou de facteurs de réduction) dont une charge environnementale spécifique peut être déduite (supra, 6.2.1)²⁹¹. Cette charge est déduite a priori du facteur utilisé, et ne requiert pas de spécifications particulières ultérieures (découpages administratifs ou autorisations individuelles en fonction de la configuration

²⁸⁸ L'on verra cependant plus loin que les marchés simples peuvent également mettre en circulation des permis ambiants. Voy. à ce propos l'étude de l'OCDE en matière de changement climatique et d'effet de serre (supra, note 112 et infra, note 296). L'effet de serre est associé à des polluants d'impact uniforme, raison pour laquelle l'on peut concevoir des marchés simples dans ce domaine (supra, 6.1.1). Par contre, les marchés complexes reposent nécessairement sur des permis ambiants, car ils sont conçus pour tenir compte des diversités d'impact au sein d'une même région de marché.

²⁸⁹ L'économie des coûts administratifs a été présentée plus haut comme un facteur d'efficience économique (voy. la note 236).

²⁹⁰ JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.20, parlent de l'"applicabilité" de ce système.

²⁹¹ Cette charge fait donc l'objet d'un mesurage "indirect" (voy. supra, le début de la section 5.2.2).

géographique du marché)²⁹². Dans le marché, les biens faisant l'objet de l'échange sont alors des permis de production ou de consommation de certains "inputs de l'appareil productif"²⁹³. Cette production ou cette consommation, spécifiées quantitativement, correspondent à l'"activité" autorisée aux détenteurs de permis (Peeters). Les droits ne sont donc pas libellés en termes d'impact sur l'environnement.

C'est en raison de cette forme particulière que les permis d'émission présentent un troisième avantage: celui de *la simplicité de leur contrôle*, autre facteur d'économie de coûts administratifs. Il est en effet plus facile de contrôler un niveau de consommation de matières premières ou de production d'un bien déterminé (prérogative conférée par un permis d'émission) qu'une contribution autorisée à un certain dommage écologique (prérogative conférée par un permis ambiant). Dans ce dernier cas, l'administration devrait placer des récepteurs révélant les niveaux d'immission du polluant réglementé dans la région du marché (supra, 5.2.2.2), et procéder au suivi de ces niveaux. C'est la raison pour laquelle le système des permis ambiants représente des coûts administratifs supérieurs, liés au contrôle ou à la surveillance (infra, chapitre V, 2.4.3). Des problèmes scientifiques peuvent se poser de surcroît²⁹⁴.

Dans la mesure où le marché de pollution se veut un instrument d'incitation économique, l'option pour des permis d'émission semble s'imposer, car les permis ambiants sont moins efficaces, moins attractifs, et génèrent des coûts administratifs spécifiques. Toutefois, cette option peut être exclue pour des raisons écologiques, ce que justifierait la

²⁹² Voy. cependant *id.*: La technique de l'émission s'inspire au départ de l'impact que provoque le polluant réglementé sur l'environnement. Toutefois, c'est alors un nouveau volume d'émissions qu'elle prescrit, et non un résultat déterminé en termes de qualité de l'environnement. Pour l'application d'une telle prescription, ce volume se déduit de la quantité utilisée d'un facteur donné.

²⁹³ SWART, 1992, p.158. Pour les "permis de production", deux exemples peuvent être mentionnés: la production d'essence contenant du plomb (programme de *Lead trading* de l'EPA: voy. notamment à ce propos NOLL, 1991, pp.79-80; GASTALDO, 1992a, pp.38-39) et la production de voitures dont la consommation d'énergie est supérieure à une certaine norme (permis de pollution dans le secteur des transports, TAYLOR, 1992).

²⁹⁴ JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.20; SWART, 1992. PEETERS, 1992, p.103, parle de "conduites impossibles ou très difficiles à contrôler pour des raisons techniques".

thèse de la priorité de l'objectif environnemental des marchés de pollution. Tout d'abord, *le principe d'uniformité géographique* du standard ambiant recommande a priori l'option pour des permis ambiants en présence d'un polluant d'impact non uniforme. Dans cette hypothèse en effet, seuls des marchés complexes peuvent être utilisés, et les permis qui circulent dans de tels marchés sont nécessairement des permis ambiants (supra, 5.2.2)²⁹⁵. Ensuite, et même dans l'hypothèse où l'option pour des marchés simples serait ouverte (principe d'uniformité géographique)²⁹⁶, les permis ambiants peuvent emporter la préférence d'une administration qui chercherait à encourager *l'innovation technologique*. En effet, les permis ambiants limitent simplement les contributions des pollueurs à l'immission globale du polluant réglementé (supra, 6.2.1). Ceci ouvre la voie à la recherche et au développement de procédés alternatifs de contrôle de leurs émissions. Par contre, les permis d'émission sont mis en oeuvre via des facteurs (ou des facteurs de réduction) permettant de déduire une certaine charge imposée à l'environnement (*id.*). La réglementation spécifie et impose d'emblée le recours à ces facteurs, ce qui n'ouvre pas la possibilité de développer des procédés alternatifs²⁹⁷.

Par ailleurs, l'on peut en partie lever l'objection de l'inefficience des permis ambiants, lorsqu'ils sont utilisés dans des marchés simples. En effet, l'on a vu que cette inefficience

²⁹⁵ Toutefois, les marchés complexes et les permis ambiants peuvent être exclus en raison de leur inefficience et de leur manque d'attrait. Conformément à la thèse de Peeters, l'alternative n'est pas alors l'option pour des marchés simples avec permis d'émission, car le principe d'uniformité géographique les écarte d'emblée, mais l'abandon pur et simple de l'instrument du marché de pollution (supra, 6.1.1).

²⁹⁶ C'est l'une des raisons pour lesquelles les permis ambiants sont également envisagés en matière de changement climatique (projet de l'OCDE, supra, 5.2.1: PEARSE, 1992, p.118; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.20. Voy. cependant SWART, 1992, pp.183-184 et 190). Pourtant, ce problème résulte typiquement de l'émission de polluants d'impact non uniforme, tels les gaz à effet de serre (supra, note 113). Voy. à ce propos *ibid.*, p.157. Si ceux-ci se prêtent au système des permis d'émission, "l'utilisation de produits ou d'inputs de l'appareil productif comme base d'échange" (=facteurs utilisés pour la mise en oeuvre de ce système, supra, 6.2.1) "ne tiendrait pas compte de l'importance dans l'abaissement des émissions du rôle des technologies additionnelles (...)" (SWART, 1992, p.157, c'est moi qui souligne). Dès lors, les permis d'émission ne devraient être envisagés que pour des programmes d'échange visant des objectifs moins ambitieux que la lutte à l'échelle internationale (*ibid.*, p.190; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.21).

²⁹⁷ Voy. CALVO Y GONZALEZ, 1981, pp.389-395; PEETERS, 1991, p.160; 1992, pp.104-105; PEARSE, 1992, p.127.

provenait à la fois de la complexité de leur mise en oeuvre et de la complexité de leur contrôle (coûts administratifs). Le premier motif d'inefficience s'associe toutefois à l'hypothèse d'un marché complexe, qui requiert de fait des mesures de mise en oeuvre coûteuses. Dans un marché simple, de telles mesures ne sont pas requises, ce qui supprime ce facteur d'inefficience des permis ambiants. Ceci dit, les coûts administratifs associés à la complexité de leur contrôle ou de leur surveillance subsistent dans l'hypothèse d'un marché simple. Ils représentent donc un facteur d'inefficience persistant pour les permis ambiants.

6.3. Les caractéristiques temporelles de l'activité autorisée (la durée de vie des permis)

L'activité autorisée aux détenteurs de permis n'est pas seulement spécifiée dans l'espace, mais également dans le temps. Les permis peuvent avoir une durée de vie limitée. S'ils n'ont pas été utilisés avant leur échéance, ils doivent être renouvelés ou redistribués par l'administration²⁹⁸. Dans cette catégorie, l'on distingue les permis à court terme (par exemple une année) des permis à long terme²⁹⁹. Les permis à durée illimitée sont par contre valides tant qu'ils n'ont pas été utilisés³⁰⁰.

En étudiant les caractéristiques spatiales des activités autorisées par les droits de pollution, l'on a comparé les permis d'émission aux permis ambiants. A cette occasion, l'on a tiré la conclusion selon laquelle les permis ambiants étaient préférables, dans la mesure où ils servent mieux l'objectif écologique des marchés de pollution, sans compromettre pour

²⁹⁸ DALES, 1968, p.80, n'envisage que la possibilité de permis à durée limitée. Voy. également PEETERS, 1992, p.77.

²⁹⁹ NOLL, 1982, p.119; KABELITZ, 1984, pp.316-320; PEETERS, 1992, p.83. Pour le long terme, GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.224, mentionnent par exemple des durées de dix, de vingt ou de trente ans.

³⁰⁰ NOLL, 1982, p.118. Selon l'étude que l'OCDE consacre au changement climatique, les permis à durée illimitée doivent être exclus dans ce domaine pour des raisons politiques. Des marchés seraient alors conçus au niveau international (supra, 5.2.1). La durée illimitée des permis empêcherait leur redistribution: ceci permettrait aux pays industrialisés de les monopoliser au détriment des pays en voie de développement, dont l'expansion industrielle serait compromise par leur impossibilité d'accéder au marché (OCDE (ed.), 1992a, pp.21, 172, 223 et 236).

autant leur efficience économique (supra, 6.2.2). La présente section compare les différentes caractéristiques temporelles des activités autorisées par les droits de pollution. Dans ce contexte, l'on distingue les permis à durée illimitée des permis à durée limitée et, parmi ceux-ci, les permis à long terme des permis à court terme. Cette fois pourtant, aucune forme "optimale" ne sera dégagée, car chacune des possibilités envisagées comporte à la fois des avantages et des inconvénients à tous points de vue: la lutte contre la pollution, l'efficience économique et le caractère attractif des marchés de pollution. C'est pourquoi la littérature recommande souvent l'utilisation cumulative des différentes formes temporelles de permis³⁰¹.

6.3.1. La lutte contre la pollution

La monopolisation des permis par un nombre restreint de firmes au sein du marché est de nature à susciter des *hot spots*, parce que ces firmes auraient l'exclusivité de l'émission du volume de pollution total autorisé³⁰². Pour éviter ce risque, il faudrait élargir le marché en ouvrant son accès à une multiplicité de partenaires. C'est la raison pour laquelle les permis à durée limitée, de préférence à court terme, sont préférables: lors de leur échéance, l'administration peut procéder à une nouvelle distribution de permis³⁰³ et rechercher l'accroissement du nombre des allocataires³⁰⁴.

En tant qu'instruments de lutte contre la pollution, les marchés doivent également

³⁰¹ Voy. p.ex. *ibid.*, p.119 (cumul de permis à durée limitée et à durée illimitée); BERTRAM, 1992; GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.224; GRUBB, 1993, pp.53-54 ("permis chevauchants" de G.Bertram: cumul de permis à court terme et à long terme. Voy. à ce propos infra, 6.3.1.1).

³⁰² Voy. à ce propos PEETERS, 1991, p.162.

³⁰³ A moins qu'elle ne les reconduise (NOLL, 1982, p.118). Mais en pareil cas, la répartition antécédente serait reproduite, et le problème de monopolisation subsisterait.

³⁰⁴ La littérature contient de nombreuses allusions à ce procédé, qui permet de remédier à toute monopolisation des permis. Toutefois, c'est en vue de protéger la concurrence dans les marchés et non pour garantir l'uniformité géographique (prévention des *hot spots*) qu'elle le mentionne généralement (voy. p.ex. NOLL, 1982 et, en un sens similaire, les références à l'étude de l'OCDE citées à la note 300).

laisser à l'administration la possibilité de *réduire le volume d'émissions global*, c'est-à-dire le seuil fixé par le standard d'émission. De ce point de vue, les permis à durée limitée, et de préférence les permis à court terme, permettent à l'administration de procéder à une "réduction dans le temps" du volume de pollution global: lors de l'expiration des permis, l'administration peut décider d'en remettre moins en circulation, afin de réduire les émissions conformément au nouveau standard³⁰⁵.

L'encouragement de l'innovation technologique milite toutefois pour des permis à durée illimitée ou à long terme. L'on peut en effet se dire que si les droits expirent à court terme, les pollueurs préféreront les utiliser effectivement ou les vendre plutôt que d'investir dans l'innovation technologique, pour la recherche de nouveaux procédés de contrôle de leurs émissions. Cette stratégie serait encouragée par des permis à durée illimitée ou à long terme: leur détention et leur valeur marchande seraient à la clé des efforts fournis. Les permis à durée illimitée ou à long terme n'excluent d'ailleurs pas la redistribution destinée à prévenir les *hot spots* ou la réduction du standard d'émission (qui constituent les deux autres objectifs de la politique environnementale). Pour ce faire, l'administration ne doit pas nécessairement attendre l'expiration des permis, car elle peut procéder au retrait des permis en circulation ou à leur dévaluation³⁰⁶. Il faut admettre toutefois que si de telles mesures administratives peuvent être prises, l'incitation à l'innovation technologique s'amenuisera du côté des pollueurs, car ils ne pourraient plus compter avec certitude sur la détention ou sur la stabilité de la valeur des permis dont l'innovation technologique leur permettrait l'économie³⁰⁷. D'un autre côté, le risque permanent d'un retrait ou d'une dévaluation pourrait aboutir au développement de "méthodes de production à émissions flexibles" destinées à y parer³⁰⁸.

³⁰⁵ PEETERS, 1992, p.124; MOHR, 1992, p.245.

³⁰⁶ GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.223; GRUBB, 1993, p.53.

³⁰⁷ *"If polluting entities are made to believe that the value of an emissions permit is subject to significant change at the whim of the state, abatement strategies - in terms of both the amount of abatement and its distribution between long-term capital investment and changes in operating methods - are likely to be affected"* (NOLL, 1982, p.118, c'est moi qui souligne).

³⁰⁸ *Id.* L'on ne peut donc pas affirmer a contrario que le court terme apporte une solution du point de vue de l'innovation technologique.

De plus, les pollueurs pourraient alors procéder à des réductions préventives de leurs émissions, ce qui leur permettrait de détenir plus de permis qu'ils n'en utilisent effectivement et de prévenir les effets d'un retrait ou d'une dévaluation³⁰⁹. Néanmoins, l'on reconnaîtra que cette incertitude ne manquera de relativiser le caractère attractif du marché (infra, 6.3.1.3)³¹⁰.

Le critère de la lutte contre la pollution ne permet donc pas de se prononcer sur la supériorité du court terme par rapport au long terme (ou à la durée indéterminée) des permis, ou inversement: le court terme se prête davantage à la prévention des *hot spots* et à la réduction du standard d'émission, mais le long terme est plus favorable à l'innovation technologique. G.Bertram a mis au point un dispositif de "permis chevauchants" cumulant ces deux types d'avantages, dans la mesure où il repose simultanément sur le court terme et sur le long terme. Selon la proposition de Bertram, l'on émettrait au départ des permis d'une durée de dix ans, dont un dixième serait retiré chaque année pour faire place à une nouvelle distribution³¹¹. M.Grubb et J.Sebenius proposent de généraliser cette idée: "Si les permis ont une durée de L années, une fraction P/L est retirée tous les P ans, et une nouvelle série de permis d'une durée de vie L est émise. Il s'ensuit qu'à tout moment le marché est constitué d'un ensemble de permis dont certains seront retirés sous peu et dont d'autres dureront bien plus longtemps"³¹². La solution permet donc d'utiliser cumulativement des permis à court terme (la série de permis dont le retrait aura lieu dans l'année) et à long terme (le reste des

³⁰⁹ PEETERS, 1992, p.124.

³¹⁰ L'on vient pourtant de voir que dans l'hypothèse du long terme ou de la durée indéterminée, l'administration pouvait également retirer ou dévaluer les permis en circulation pour réaliser les mêmes objectifs. Toutefois, ce risque relativise l'attrait du marché pour les pollueurs (incertitude). Les permis de court terme leur confèrent davantage de certitudes, car l'administration attendra alors en principe l'expiration du terme pour redistribuer les permis ou pour réduire leur nombre (supra, 3.4 et PEETERS, 1992, p.124).

³¹¹ BERTRAM, 1992. L'on pourrait également imaginer que l'administration ne remette pas en circulation le dixième retiré. Tel serait le cas dans le contexte d'une politique de réduction du standard d'émission. Bertram n'envisage que l'hypothèse d'une réallocation du dixième retiré, ce qui correspond à une politique de lutte contre la monopolisation des permis. Comme on l'a vu, cette politique pourrait également servir à prévenir les *hot spots*.

³¹² GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.224. Voy. également GRUBB, 1993, pp.53-54.

permis).

6.3.2. *L'efficience économique*

La minimisation des coûts de contrôle prescrite par la formule d'efficience économique de Noll recommande l'élargissement du nombre des partenaires des marchés de pollution (supra, 5.3.2.1). La monopolisation des permis par un nombre restreint de firmes pose un problème par rapport à cette exigence. C'est pourquoi les permis de court terme sembleront préférables, car ils sont redistribuables dès leur échéance.

Ceci dit, toute redistribution génère des *coûts administratifs*³¹³. De ce point de vue, la fréquence des redistributions est problématique, car elle multiplie ce type de coûts. C'est la raison pour laquelle les permis à durée illimitée ou à long terme seront plus efficaces: les permis à durée illimitée ne requièrent en principe pas de redistribution, et les permis à long terme ne requièrent que des redistributions moins fréquentes. Ces permis n'excluent d'ailleurs pas leur redistribution à de nouveaux allocataires, ce qui permettrait à l'administration d'en prévenir la monopolisation par quelques firmes. L'administration pourrait alors retirer des permis en circulation pour les redistribuer; alternativement, elle pourrait les dévaluer et faire circuler de nouveaux permis à concurrence de la différence de valeur. Néanmoins, la perspective de telles démarches administratives représente une incertitude pour les partenaires d'un marché, ce qui ne manquera de relativiser son attrait (infra, 6.3.1.3).

Le critère de l'efficience économique ne permet donc pas de privilégier le court terme par rapport au long terme, ou inversement: le court terme se prête davantage à l'élargissement du nombre des partenaires, mais le long terme ou la durée indéterminée permettent d'épargner des coûts administratifs de redistribution. C'est la raison pour laquelle la solution mixte de Bertram est intéressante (supra, 6.3.1.1).

³¹³ PEETERS, 1992, p.83.

6.3.3. Le caractère attractif du marché

Les développements qui précèdent montrent que les permis à durée illimitée ou à long terme représentent un inconvénient de ce troisième point de vue. En effet, si l'administration projette de redistribuer les permis à de nouveaux allocataires ou de réduire le standard d'émission, elle procédera au retrait ou à la dévaluation des permis en circulation. Les pollueurs connaîtront alors une *incertitude*³¹⁴ quant aux possibilités d'utiliser leurs droits, parce que de telles mesures sont susceptibles d'être prises à un moment quelconque de la durée de vie des permis. Cette incertitude ne manquera de relativiser le caractère attractif du marché³¹⁵. Par contre, si les permis sont de court terme, l'administration attendra en principe leur expiration pour les retirer du marché (supra). L'incertitude serait alors levée, car les pollueurs connaîtraient le moment précis de ces interventions potentielles.

D'un autre côté, le court terme est cependant moins attractif que la durée illimitée ou le long terme, car les pollueurs ne peuvent alors compter que sur une certitude de courte durée quant à leur droit de polluer³¹⁶, ce qui les empêche de planifier leur production future au-delà de l'année en cours³¹⁷.

Encore une fois, la solution de Bertram permet de résoudre ces deux problèmes d'incertitude: des permis de court terme et de long terme circulent simultanément. Les premiers pourront être retirés sans provoquer des incertitudes du côté des pollueurs, qui prévoient de toute façon leur extinction dans l'année en cours. Du fait même, une certitude accrue accompagnera l'utilisation des seconds, puisque les démarches administratives de

³¹⁴ Cette incertitude ne signifie cependant pas que le retrait ou la dévaluation des droits compromettent la *sécurité juridique* des pollueurs. Voy. en ce sens PEETERS, 1992, p.124 (compétence octroyée à l'administration de procéder à de telles mesures ou dédommagement des pollueurs).

³¹⁵ *Id.*

³¹⁶ *Ibid.*, p.83.

³¹⁷ La planification au-delà de l'année en cours est par contre possible avec les permis de long terme. Toutefois, elle ne s'assortira d'aucune certitude, puisque des mesures administratives de retrait ou de dévaluation peuvent alors être prises à tout moment.

redistribution des permis ou de réduction du standard global reposeront normalement sur la mobilisation des premiers.

7. LA DIMENSION TEMPORELLE DES MARCHES DE POLLUTION

7.1. La transition vers un système de permis transférables

L'instauration d'un marché de pollution ne s'inscrit pas nécessairement dans un vide juridique³¹⁸: l'activité polluante visée peut déjà faire l'objet d'une réglementation. Cette hypothèse pose un problème de transition, que la littérature propose de résoudre de deux façons différentes: soit le marché de pollution sera appliqué complémentirement aux règles existantes, qui seront donc maintenues (système hybride)³¹⁹, soit il se substituera à celles-ci (transformation de la réglementation antérieure)³²⁰. La question de transition que soulève l'établissement d'un marché de pollution peut donc être solutionnée par une politique hybride (7.1.1) ou bien par substitution du nouvel instrument à l'ancien (7.1.2). Du point de vue des

³¹⁸ STEWART, 1988, p.168, envisage l'hypothèse de problèmes environnementaux n'ayant fait l'objet d'aucune réglementation antérieure.

³¹⁹ Cette première solution est proposée par Stewart (*ibid.*, p.167), qui présuppose en même temps que les règles préexistantes relèvent de la régulation administrative traditionnelle (voy. supra, note 21) et non de la famille des incitants économiques. C'est en ce sens qu'il qualifie son approche d'hybride: de fait, l'on assiste alors à la coexistence de deux types de réglementation différents. Voy. *ibid.*, pp.167-168 ("*hybrid system*", "*mixed regulatory/incentive schemes*") et COOK, 1988, p.64 ("*policy hybrid*"). A propos de cette première possibilité, voy. également PEETERS, 1992, pp.111-112 et HAHN, 1988, pp.180-183. Comme deux mécanismes différents coexistent alors, des problèmes de conflits peuvent se poser. Voy. à ce propos PEETERS, 1992, p.111 ("*Daarbij dient uit een oogpunt van uitvoerbaarheid van het instrumentarium zorgvuldig aandacht te worden besteed aan de afstemming tussen beide reguleringsvormen*").

³²⁰ Cette seconde solution est proposée par CALVO Y GONZALEZ, 1981, pp.384-386. Comme Stewart, cet auteur suppose que la réglementation antérieure se compose de règles générales, typiques de la régulation traditionnelle (*ibid.*, p.385). PEETERS, 1992, pp.114-118, ajoute que la réglementation antérieure peut aussi relever de la famille des incitants économiques, et étudie l'hypothèse particulière d'une transformation d'un système de permis en un système de permis transférables.

trois objectifs de la conception administrative (la lutte contre la pollution, l'efficacité économique et le caractère attractif du marché), la première solution semble préférable à la seconde.

7.1.1. Une politique hybride

Pour résoudre le problème de transition, R.Stewart propose de "retenir le système de régulation existant, mais d'imposer une redevance ou d'instituer un marché de pollution pour les émissions complémentaires qui sont admises par cette régulation"³²¹. Le programme d'*Emissions trading* met en oeuvre cette première solution en ce qui concerne notamment sa politique de *bubble* (supra, chapitre II, 2.3.1)³²². Ceci se répercute sur le mode de création du droit de pollution dans ce contexte ("*Emission Reduction Credit*" ou ERC³²³): les règles existantes imposent déjà des limitations d'émissions aux pollueurs, mais de leur côté, ceux-ci peuvent prendre l'initiative de procéder à des réductions supplémentaires, auxquelles le marché confère une valeur marchande.

C'est la raison pour laquelle l'on peut considérer que les systèmes de transition hybrides possèdent un avantage, en termes de *lutte contre la pollution*, par rapport aux systèmes de transformation de la réglementation antérieure. Dans ces derniers systèmes, la distribution initiale des droits pourra notamment se réaliser sur la base de la norme antérieure de répartition des autorisations d'émissions (infra, 7.1.2). Ceci n'encouragera pas les initiatives de réduction d'émissions des pollueurs, car ceux-ci se verront attribuer des droits proportionnellement au volume effectif (et licite) de leurs émissions. Les systèmes hybrides encouragent par contre *l'innovation technologique*: seules les entreprises qui procèdent à des réductions d'émissions complémentaires, non requises par la réglementation, deviennent alors titulaires de droits. Cet effet d'incitation peut se comprendre au départ de l'exemple d'une

³²¹ STEWART, 1988, p.167. Voy. également PEETERS, 1992, p.112.

³²² *Ibid.*, p.111, note 52; STEWART, 1988, p.167; COOK, 1988, p.64; HAHN, 1988, p.181.

³²³ RAUFER et FELDMAN, 1987, p.xi

réglementation imposant des standards technologiques³²⁴. R.Hahn a montré que les destinataires de tels standards pourraient utiliser d'autres technologies que celles qu'ils prescrivent, à condition que leurs émissions soient équivalentes ou *inférieures* aux niveaux résultant de leur application³²⁵. Les pollueurs pourraient donc adopter des technologies de contrôle alternatives, leur permettant de se conformer à la norme d'émission à un moindre coût³²⁶. Mais s'ils réduisent leurs émissions au-delà de cette norme, l'effet d'incitation s'accroît encore du fait qu'ils deviennent en outre propriétaires d'un bien doté d'une valeur commerciale³²⁷. En sanctionnant les réductions d'émissions excédentaires par rapport à la réglementation existante³²⁸, les systèmes hybrides encouragent l'innovation technologique en ce sens particulier.

7.1.2. La substitution du marché de pollution aux règles antérieures

Cet effet d'incitation à l'innovation technologique ne joue par contre pas lorsque la réglementation antérieure est abolie et que le marché de pollution s'y substitue. Comme on l'a signalé, les crédits peuvent alors être attribués en fonction de la répartition (normative) préexistante des émissions. J.Calvo y Gonzalez prend l'exemple des standards de performance³²⁹: lorsque l'on institue le marché, ceux-ci peuvent servir "à établir la base des émissions permises pour chaque source, définissant de la sorte la répartition initiale des droits

³²⁴ A propos des standards technologiques du *Clean Air Act*, voy. supra, chap.I, 2.3.

³²⁵ HAHN, 1988, p.181.

³²⁶ Il s'agit de technologies de contrôle moins coûteuses que celles qu'imposent les standards (*ibid.*, p.182).

³²⁷ STEWART, 1988a, p.169; NOLL, 1991, p.79 ("(...) so that a trade could be consummated"; ROBERTS, 1982, p.1026 ("(...) since a firm could sell any unused permits"). LADEUR, 1987, pp.9-11 reprend cette idée, mais il précise que l'effet d'incitation ne joue que si les prix des droits de réduction sont stables. Dès lors, une politique de prix reste présumée (*ibid.*, p.10; 1988, p.322).

³²⁸ Par rapport à la simple exigence d'équivalence des émissions, cette exigence de réductions supplémentaires permet "une amélioration supérieure de la qualité de l'environnement" (HAHN, 1988, p.181).

³²⁹ Sur la notion de standard de performance, voy. supra, chap.I, 2.3.

de pollution"³³⁰. M.Peeters, quant à elle, précise que la réglementation antérieure peut également correspondre à un système de permis (non transférables)³³¹. Leur répartition peut alors livrer la clé de distribution initiale. Correspondant à la technique du "*grandfathering*", cette procédure a été critiquée au motif qu'elle *dissuadait* l'innovation technologique: "(...) si les droits de propriété sont basés sur les émissions conformes aux standards applicables, les firmes qui seraient parvenues à repousser la réglementation ou à obtenir des standards relativement tolérants recevraient plus de droits d'émission que celles qui auraient été plus coopératives et qui se seraient engagées dans des techniques de contrôle plus coûteuses"³³². Ainsi qu'on le verra plus loin, le *grandfathering* n'est pas la seule procédure possible d'allocation initiale des droits de pollution, qui peuvent également être distribués sur la base d'autres critères, ou mis en vente publique (infra, 7.2). Dans ces cas-là, on pourra dire à tout le moins que l'innovation technologique n'est *guère encouragée d'emblée*, puisqu'à la différence du système précédent (7.1.1); l'attribution n'est pas fonction des éventuels efforts de contrôle supplémentaires que les pollueurs auraient fournis.

Indépendamment de cet inconvénient sur le plan de la lutte contre la pollution, les systèmes de substitution du marché à la réglementation antérieure posent des problèmes spécifiques du point de vue de l'efficacité économique et du caractère attractif de l'instrument. *L'inefficacité économique* relative des systèmes de substitution tient au fait qu'ils génèrent des coûts administratifs et des coûts de transaction spécifiques.

S'ils représentent des *coûts administratifs* supérieurs par rapport aux systèmes hybrides, c'est tout d'abord parce qu'ils impliquent davantage de prestations administratives: la suppression des structures antérieures³³³, la distribution initiale des droits³³⁴ et

³³⁰ CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.385.

³³¹ PEETERS, 1992, p.114 ss.

³³² NOLL, 1982, p.127. Voy. également dans le même sens HAHN, 1988, p.177. PEETERS, 1992, pp.116-117, relève que le *grandfathering* contredit le principe du pollueur-payeur (article 130R s.2 du Traité de Rome). En effet, "*degene die op grond van de bestaande reguleringsvorm beschikt over een ruim vervuiliingsrecht zou bij transformatie een groot verhandelbaar goed tot zijn beschikking krijgen*" (*ibid.*, p.116).

³³³ HAHN, 1988, pp.181-182; PEETERS, 1992, p.112.

l'organisation de procédures de réallocation périodique³³⁵. Un autre type de prestation administrative consiste à garantir l'équivalence des effets environnementaux de la nouvelle politique par rapport à ceux de l'ancienne³³⁶. Un problème peut notamment se poser eu égard au principe d'uniformité géographique du standard ambiant. Par exemple, des standards de performance peuvent avoir préalablement imposé des limitations d'émissions individualisées aux diverses sources d'une même région dans cette optique précise. Cette répartition est naturellement compromise lorsque les droits d'émission deviennent transférables³³⁷. Pour solutionner ce problème, Calvo y Gonzalez a proposé 1) que les partenaires des transferts assument la charge de la preuve de l'équivalence des effets environnementaux; 2) qu'ils supportent eux-mêmes les coûts de cette preuve et 3) que l'administration élargisse sa capacité de surveillance, ce qui est nécessaire pour vérifier l'équivalence des effets environnementaux³³⁸, mais qui se solde de coûts spécifiques.

Selon la proposition de Calvo y Gonzalez, ces coûts pourraient être réduits en limitant

³³⁴ La distribution initiale des droits n'est pas un problème qui se pose dans les systèmes hybrides, car ce sont alors les pollueurs eux-mêmes qui prennent les initiatives de réduction d'émissions. Le rôle de l'administration se limite alors à sanctionner ces réductions (infra, 7.2). Dans les systèmes de substitution par contre, des interventions plus actives sont présumées (organisation d'une vente publique ou définition d'une clé de répartition, HAHN, 1988, pp.176-177).

³³⁵ *Ibid.*, p.177.

³³⁶ CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.385.

³³⁷ PEETERS, 1992, p.115. Cet auteur relève qu'un problème peut également se poser du point de vue du *respect du standard global* (et non du point de vue de l'uniformité de son application): la nouvelle transférabilité risquerait de se solder d'une violation de cette norme. Tel serait par exemple le cas lorsque le système antérieur impose une limitation de l'émission d'un polluant donné par unité de production. Cette limite est conçue en fonction de ce que chaque firme produit effectivement, ce qui constitue l'assurance de son respect. Dans l'hypothèse où un permis serait transféré à une firme produisant plus d'unités, le niveau antérieur serait nécessairement dépassé (*ibid.*, p.114). Une solution à ce problème pourrait consister à établir une correspondance entre les unités de production du vendeur et les unités de production de l'acheteur, pour lesquelles ce dernier serait habilité à émettre une certaine quantité de pollution. De la sorte, le volume de pollution émis après le transfert équivaldrait au volume émis antérieurement.

³³⁸ CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.385.

le nombre des transferts autorisés. Par exemple, l'on réaliserait une sélection sur la base des économies de coûts de contrôle que permettraient respectivement les différents transferts proposés³³⁹. Leurs partenaires pourraient aussi se voir requis de verser une redevance destinée à couvrir ces coûts³⁴⁰, mais ceci générerait des *coûts de transaction* spécifiques. La charge de la preuve de l'équivalence des effets environnementaux représente par ailleurs un facteur supplémentaire de coûts de transaction³⁴¹. L'on pourrait également interpréter cette formalité comme un inconvénient du point de vue de la *flexibilité* des transferts: c'est alors le *caractère attractif* du marché qui est compromis³⁴².

7.2. Le commencement du marché

7.2.1. L'hypothèse d'une politique hybride (sanction administrative d'initiatives prises par les pollueurs)

Dans le cadre d'une politique de transition hybride, la répartition initiale des droits de pollution repose sur des initiatives de réduction d'émissions supplémentaires prises par les pollueurs: ces initiatives sont sanctionnées par la création de droits d'émission qui leur reviennent. Comme on l'a vu, l'EPA a adopté ce mode de répartition initiale dans son programme d'*Emissions trading*, en ce qui concerne notamment les opérations de *bubble* (supra, 7.1.1). L'*Interim Emissions Trading Policy Statement* du 7 avril 1982³⁴³, qui est

³³⁹ *Id.*

³⁴⁰ *Ibid.*, note 46.

³⁴¹ *Ibid.*, p.385; PEETERS, 1992, p.114.

³⁴² *Id.*

³⁴³ 47 FR 105077 (7 avril 1982), cité in REHBINDER et SPRENGER, 1984, p.94, note 104. Voy. supra, chap.II, 4.2. Une opération de *bubble* modifie la répartition des limitations d'émissions prévue par le *SIP* applicable (programmes de permis des *SIP*, supra, chap.I, 2.2.1.1). Par conséquent, elle suppose en principe une révision de ce *SIP*, et cette révision doit être approuvée par l'EPA (supra, chap.I, 2.2.6). La déclaration de 1982 a supprimé la nécessité de procédures individuelles en la matière: tant que les opérations de *bubble* se conformeraient à certains critères étatiques généraux, elles ne devraient plus être approuvées individuellement selon cette procédure. Dans le *Policy Statement* du 7 avril 1982, l'EPA a

devenu définitif en 1986³⁴⁴, a prévu, au titre de la création des *ERC*, que les réductions d'émissions réalisées par les pollueurs devaient être "excédentaires" (*surplus*), "susceptibles d'exécution" (*enforceable*), "permanentes" et "quantifiables"³⁴⁵.

Les réductions d'émissions *excédentaires* sont celles "qui sont pratiquées au-delà des exigences applicables à une source particulière. Seules les réductions excédentaires au niveau d'une source particulière [vendeur de permis] peuvent être substituées à une réduction requise pour une autre source [acheteur]. Autrement, l'échange aurait un impact adverse et compromettrait les objectifs du *Clean Air Act*³⁴⁶. La détermination du caractère 'excédentaire' d'une réduction suppose l'établissement d'un niveau d'émissions de base pour chaque source: toute réduction doit s'opérer au-delà de ce niveau pour générer un crédit"³⁴⁷. Les réductions d'émissions réalisées doivent également être *susceptibles d'exécution*. A cette

défini la politique qu'elle suivrait pour approuver ces règles étatiques générales (REHBINDER et SPRENGER, 1984, p.45).

³⁴⁴ *Emissions Trading Policy Statement: General Principles for Creation, Banking and Use of Emission Reduction Credits* ou *ETPS*, 51 FR 43813 (4 décembre 1986), cité in PEETERS, 1992, p.201, note 227.

³⁴⁵ REHBINDER et SPRENGER, 1984, p.46. L'*ETPS* de 1986 reprend ces quatre conditions (voy. à ce propos PEETERS, 1992, pp.204-207).

³⁴⁶ Si la réduction n'était pas excédentaire du côté du vendeur, l'acheteur procéderait à une émission supplémentaire qui se solderait d'un dépassement du standard global. Ceci ne signifie toutefois pas que ce standard est dépassé dans les systèmes de substitution: le système existant est retenu du point de vue du niveau d'émissions global qu'il représente. Lorsque le marché est introduit, les prérogatives individuelles de ce système (standards de performance correspondant à une certaine quantité d'émissions, permis d'émission) deviennent simplement transférables. La différence entre les systèmes hybrides et les systèmes de substitution se situe au niveau de l'initiative de la création des droits (supra, 7.1.2).

³⁴⁷ REHBINDER et SPRENGER, 1984, p.46. Pour éviter l'apparition de "réductions de papier" (LIROFF, 1980, p.28; 1986, pp.15-16), il importera parfois d'aligner le niveau de base sur les émissions effectives des firmes qui créent les crédits, et non sur leurs émissions autorisées. Tel sera le cas lorsque les premières sont inférieures aux secondes. Autrement, la création des crédits se solderait d'une dégradation de la qualité de l'air par rapport à la situation antérieure. L'*ETPS* de 1986 comporte une disposition en ce sens (voy. à ce propos PEETERS, 1992, pp.205-206 et 207). En ce qui concerne la question de savoir si la fermeture d'une installation peut donner lieu à la création d'un *ERC*, voy. REHBINDER et SPRENGER, 1984, p.50; LIROFF, 1986, p.16; PEETERS, 1992, p.206.

fin, de nouvelles limitations d'émission doivent être formulées pour les sources qui y procèdent³⁴⁸. L'exécution de ces nouvelles limitations présuppose l'établissement de documents dotés d'une valeur juridique, tels des accords entre ces sources et l'Etat ou de nouveaux permis d'émission ou de construction³⁴⁹. En troisième lieu, les réductions réalisées doivent être en principe *permanentes*³⁵⁰. Toutefois, des crédits temporaires peuvent être créés, mais leurs durées doivent alors être au moins équivalentes à celles des augmentations d'émissions corrélatives³⁵¹. Et enfin, les réductions génératrices de crédits doivent être *quantifiables*, afin de pouvoir spécifier la valeur de ces derniers et contrôler leur utilisation³⁵².

Dans le cadre d'une politique de transition hybride comme celle du programme d'*Emissions trading*, le marché de pollution commence donc à fonctionner lorsque des pollueurs prennent l'initiative de réduire leurs émissions et que l'administration sanctionne cette démarche en leur reconnaissant la détention de crédits transférables. Comme on l'a vu, ce système encourage l'innovation technologique, parce que seuls les efforts de réduction dont les pollueurs prennent l'initiative leur permettent de devenir titulaires de droits (supra, 7.1.1). Les systèmes de substitution ne supposent par contre aucune initiative de ce genre, car il suffit en principe que l'administration distribue une quantité de droits équivalente³⁵³ au volume d'émissions global antérieurement admis. Ils n'encouragent donc pas nécessairement l'innovation technologique. De plus, ils ne font que maintenir le niveau de qualité de l'environnement correspondant à l'application de la politique précédente, alors que dans la

³⁴⁸ *Id.* Ces nouvelles limitations correspondent à des modifications du *SIP* applicable. Depuis 1982, des procédures d'approbation individuelles ne sont plus nécessaires à cette fin, pour autant que certains critères généraux soient remplis (supra, note 343).

³⁴⁹ L'établissement de pareils documents est essentiel puisque les réductions réalisées ne figurent plus dans les *SIP* depuis 1982 (REHBINDER et SPRENGER, 1984, p.53).

³⁵⁰ *Id.*

³⁵¹ *Id.*; PEETERS, 1992, pp.206-207, précise qu'en pareil cas, la période de validité des crédits doit être clairement indiquée.

³⁵² REHBINDER et SPRENGER, 1984, pp.53-54; PEETERS, 1992, p.207.

³⁵³ Voy. supra, note 336: notion d'équivalence des effets environnementaux (Calvo y Gonzalez).

mesure où ils supposent des réductions d'émissions excédentaires, les systèmes hybrides doivent normalement se traduire par une amélioration de ce niveau. Les développements qui suivent présentent les différentes possibilités de distribution des droits dans les systèmes de substitution et les comparent entre eux du point de vue des trois objectifs de la conception administrative.

7.2.2. L'hypothèse de la substitution du marché (vente publique ou distribution gratuite des permis)

L'administration qui décide de remplacer la réglementation antérieure par un marché de pollution devra procéder à l'allocation initiale des permis qui circuleront dans ce marché. La littérature envisage plusieurs modalités d'allocation et les classifie généralement en deux catégories: soit les permis seront mis en vente³⁵⁴, soit ils seront distribués sur la base de critères administratifs variables³⁵⁵. Certains auteurs relativisent l'importance de la forme d'allocation initiale utilisée, au motif que l'on ne se situe alors qu'au moment du commencement du marché: l'allocation de départ ne serait qu'une formalité nécessaire pour lancer le marché, mais le jeu ultérieur de l'offre et de la demande aboutirait à une répartition différente des permis³⁵⁶. D'autres auteurs soulignent par contre l'importance du dispositif d'allocation initiale adopté. D'une part, certains effets politiques pourraient être réalisés par cet intermédiaire³⁵⁷. D'autre part, et comme il s'agit à présent de le montrer, le dispositif

³⁵⁴ C'est le cas dans la proposition de DALES, 1968, p.93 (voy. également PEETERS, 1992, p.83). La forme de vente la plus fréquemment envisagée est celle de la vente publique (*auction*). NOLL, 1982, p.119, envisage la possibilité pour l'administration de délivrer les permis à des entités autres que des sources de pollution (associations caritatives, écoles, ...), qui pourraient alors les vendre aux pollueurs.

³⁵⁵ PEETERS, 1992, p.83; NOLL, 1982, p.119; TRIPP et DUDEK, 1989, p.376; HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, pp.53-56; LYON, 1982.

³⁵⁶ Voy. notamment HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.E-10; TIETENBERG, 1985, p.101; PEARSE, 1992, p.126.

³⁵⁷ PEETERS, 1992, p.84, envisage la possibilité d'une relance économique si l'administration distribue les permis en octroyant davantage aux entreprises en difficulté. En ce qui concerne les marchés à l'échelle mondiale tels ceux qui sont envisagés pour lutter contre l'effet de serre (OCDE(ed.), 1992a), GRUBB et SEBENIUS, 1992, pp.216-220, conçoivent une distribution fondée sur le nombre d'habitants des pays participants, afin de

d'allocation initiale n'est pas indifférent si l'on garde à l'oeil les trois objectifs de la conception administrative (lutte contre la pollution, efficience économique et caractère attractif du marché). Il existe d'innombrables possibilités de distribution initiale des permis de pollution³⁵⁸, mais les développements qui suivent se limitent à en comparer quatre: la vente publique des droits³⁵⁹, leur distribution gratuite sur la base des émissions antérieures des pollueurs (*grandfathering*), sur la base des standards préexistants, ou en fonction de la minimisation des coûts de contrôle³⁶⁰.

Un marché de pollution efficace du point de vue de *la lutte contre la pollution* devrait encourager l'innovation technologique et se traduire à tout le moins par le maintien de la qualité de l'environnement (et non par sa détérioration). Ces deux objectifs seraient respectivement compromis par l'existence de monopsones et par la survenance de "réductions de papier"³⁶¹. Or le *grandfathering*, qui repose sur les émissions effectives des

favoriser la participation des pays en voie de développement (voy. également JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.21).

³⁵⁸ Voy. pour des exemples GRUBB et SEBENIUS, 1992, pp.213-223: permis d'émission de gaz à effets de serre alloués à des Etats; TRIPP et DUDEK, 1989, pp.376 et 381: crédits de construction alloués à des propriétaires terriens dans le New Jersey ("*Pineland Development Credits*").

³⁵⁹ La vente de droits par l'administration peut également prendre une autre forme, si celle-ci fixe leur prix à l'avance (redevance (*fee*) à payer par les pollueurs, voy. TRIPP et DUDEK, 1989, p.376). Toutefois, la fixation du prix à l'occasion d'une vente publique possède un avantage: "(...) *an auction system is more likely to value the permits at a price reflecting market preferences and to capture that market value for the government*" (*ibid.*, p.384). Ceci est conforme au principe d'efficience économique: il est préférable que les pollueurs indiquent eux-mêmes le prix d'achat des permis lors de l'adjudication, car ils ont une connaissance exacte de leurs coûts de contrôle (formule de minimisation des coûts de Noll, supra, 3.2: le prix des permis doit être inférieur aux coûts de contrôle). Le programme de *CFC trading* de l'EPA (*EPA Protection of Stratospheric Ozone (Advance Notice of Proposed Rulemaking ou ANPR)*) met en oeuvre une procédure de vente publique (53 FR 30610 (1988), cité in *ibid.*, p.384, note 47). A propos de la détermination des prix des permis lors d'une vente publique, voy. NOLL, 1982, p.127 (prix unique et quantité unique, prix en fourchette avec des quantités correspondantes ou fonction de demande continue).

³⁶⁰ Il s'agit des quatre possibilités qu'envisage NOLL (*ibid.*, p.119).

³⁶¹ Voy. supra, note 347.

pollueurs³⁶², et la répartition sur la base des normes d'émissions antérieures, sont de nature à poser ces deux types de problèmes. Les monopsones correspondent à une insuffisance de la demande de permis par rapport à leur offre³⁶³. Avec les deux techniques mentionnées, ceux-ci sont distribués en fonction de la répartition antérieure (effective ou autorisée) des émissions. L'insuffisance de la demande est alors hautement probable, car les pollueurs se voient d'emblée attribuer une quantité de permis correspondant à leurs émissions (antérieures ou autorisées). Ils ne se présenteront donc pas comme acheteurs de permis sur le marché. Dès lors, l'offre excédera la demande et les permis n'acquerront pas de prix positif³⁶⁴. Ceci pourrait compromettre l'incitation à des réductions d'émissions permettant la vente de droits, c'est-à-dire l'incitation à l'innovation technologique du côté des vendeurs³⁶⁵. Par ailleurs, des réductions de papier, provoquant une dégradation de la qualité de l'environnement par rapport à la situation antérieure, peuvent être redoutées lorsque les droits sont répartis sur la base des normes d'émission antérieures. En effet, celles-ci peuvent admettre des niveaux d'émissions supérieurs à ceux qui sont effectivement pratiqués avant l'instauration du marché. Cette autorisation sera mise à profit pour générer des crédits qui seront vendus et utilisés, ce qui n'aurait pas été le cas auparavant.

Le point de vue de *l'efficience économique* suppose quant à lui que les prix des permis soient concurrentiels (formule de Noll) et que les coûts administratifs soient minimisés. Ces deux objectifs seraient respectivement compromis par l'existence de monopoles et par la complexité de l'établissement du critère d'allocation. Or des situations de monopole peuvent se présenter lorsque les permis sont distribués selon la technique du *grandfathering* ou en

³⁶² PEETERS, 1992, p.84.

³⁶³ Un monopsonne est un marché caractérisé par la présence d'un seul acheteur et d'une multitude de vendeurs (dictionnaire LAROUSSE).

³⁶⁴ NOLL, 1982, pp.116-117: "(...) if a tradable permits system is initiated by making tradable the emissions permits that are implicit in current standards, it is conceivable that only one or two firms will be seeking to buy permits, with all other firms seeking to be sellers. If so, the market may not settle on the competitive equilibrium price, but a monopsonistic price instead".

³⁶⁵ D'autre part, l'on a vu plus haut que le *grandfathering* pouvait même dissuader l'innovation technologique (supra, 7.1.2).

fonction des normes d'émission antérieures. Par ailleurs, le critère de la minimisation des coûts de contrôle suppose des démarches administratives complexes. R.Noll signale que le danger de monopole est particulièrement présent dans l'hypothèse où un système de permis est transformé en un système de permis transférables³⁶⁶, mais son observation est également valable lorsque la transition vers le marché de pollution s'opère selon la technique du *grandfathering*. Selon lui, il est en effet probable que dans la zone où le marché est instauré, la plus grande partie des émissions soient provoquées par (ou autorisées pour) une ou deux firmes³⁶⁷. Dès lors, il suffit que les permis soient distribués selon les critères mentionnés pour que ces quelques firmes en soient les allocataires exclusifs et pour qu'une situation de monopole s'ensuive. En pareil cas, les prix des permis ne seront pas concurrentiels³⁶⁸. Une autre technique de distribution administrative possible consiste à anticiper l'équilibre de la répartition des permis étant donné la minimisation des coûts de contrôle³⁶⁹. Les permis seraient alors logiquement attribués aux firmes enregistrant les coûts les plus élevés. Noll considère néanmoins qu'un tel dispositif est de nature à générer d'importants coûts administratifs, et l'écarte pour cette raison³⁷⁰. Toutefois, l'établissement antérieur d'éventuelles fonctions de coûts de réduction (supra, 5.2.2.3) pourrait livrer dans ce contexte un instrument extrêmement utile pour l'administration³⁷¹.

³⁶⁶ NOLL, 1982, pp.116-117. M.Peeters a également relevé cette hypothèse de transition (supra, note 320).

³⁶⁷ Ceci correspondrait à une certaine tendance de la réglementation, consistant à requérir plus d'efforts de réduction de la part des firmes les plus grandes. L'obligation pour elles d'acquiescer un nombre de permis proportionnellement plus important aurait exprimé cette tendance, car ceci les aurait incitées à réduire davantage leurs émissions (NOLL, 1982, p.116).

³⁶⁸ *Ibid.*, p.117.

³⁶⁹ *Ibid.*, p.119.

³⁷⁰ D'après NOLL, ce dispositif "(...) requires establishing in a formal regulatory process what the cost-minimizing allocation would be. This is comparable to setting source-specific emissions standards, and could be upset by the procedural requirements of the regulatory process. If any single firm objected to the allocation, the entire system could be delayed by continuing litigation until its appeals were resolved" (*ibid.*, p.127).

³⁷¹ L'on devrait néanmoins tenir compte du problème de l'information imparfaite (supra, 5.4.2).

Enfin, le marché de pollution ne serait guère *attractif*³⁷² si ses participants devaient se lancer dans des transactions complexes pour acquérir des permis. Tel serait pourtant le cas dans l'hypothèse où les permis seraient initialement distribués selon la technique du *grandfathering* ou en fonction des normes d'émissions antérieures. J.Tripp et D.Dudek notent que les bénéficiaires de l'allocation initiale (firmes déjà situées dans la région à ce moment) devraient alors se charger eux-mêmes de vendre les permis aux nouveaux venus dans le marché. Ils enregistreraient des coûts de transaction associés à cette seconde phase de distribution, ce qu'une procédure unique de vente publique, également ouverte aux nouveaux venus, aurait permis d'éviter³⁷³. Si l'on se place du côté de ces derniers, l'argument peut être traduit en termes d'attrait de la participation au marché: dans l'hypothèse vue, ils devraient négocier l'acquisition de permis avec leurs allocataires initiaux, ce qui n'aurait pas été nécessaire s'ils avaient pu participer d'emblée à une procédure de vente publique³⁷⁴.

Concernant la répartition initiale des permis de pollution, l'on peut dès à présent conclure que leur distribution gratuite sur la base de critères administratifs (*grandfathering*, standards préexistants ou minimisation des coûts de contrôle) est problématique du point de vue de la lutte contre la pollution, de l'efficacité économique et de l'attrait du marché. Sous réserve des coûts administratifs que représente l'organisation d'une vente publique³⁷⁵, les inconvénients respectivement décrits seraient par contre absents d'une telle procédure de répartition initiale. De plus, l'exigence d'une contribution financière des pollueurs correspond

³⁷² GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.85, notent de manière générale que la répartition initiale a de l'importance du point de vue de l'attrait exercé par le système sur ses participants initiaux.

³⁷³ TRIPP et DUDEK, 1989, p.384.

³⁷⁴ A la suite de Dales, PEETERS, 1992, p.85, signale une autre possibilité de solution à ce problème: lors de l'allocation initiale, l'administration ne distribuerait pas un nombre de permis correspondant au volume total émissible dans la région, mais constituerait une réserve destinée aux nouveaux venus.

³⁷⁵ TRIPP et DUDEK, 1989, p.376. Néanmoins, d'importants coûts administratifs peuvent également être prévus lorsque les droits sont distribués gratuitement selon le critère de la minimisation des coûts de contrôle (supra).

davantage à la primauté de la finalité écologique des marchés de pollution (supra, chapitre I)³⁷⁶, de même qu'à l'idée selon laquelle ils représentent des instruments d'incitation économique³⁷⁷. Mais d'un autre côté, et comme cette contribution représente une charge financière pour les pollueurs³⁷⁸, ceux-ci pourraient la contester sur le plan politique³⁷⁹. En maintenant l'idée de primauté de l'objectif écologique des marchés de pollution, cette objection pourrait être écartée si les pouvoirs publics affectaient les sommes perçues à l'amélioration des performances de l'instrument sur le plan de la lutte contre la pollution. Ils pourraient par exemple les affecter à un éventuel rachat des droits en circulation au moment du fonctionnement du marché, dans le cadre d'une action d'assainissement momentanée (infra, chapitre IV, 2.3.2)³⁸⁰.

³⁷⁶ "Environmentalists could be expected to favor options which force industry to pay for polluting activities" (HAHN, 1988, p.177).

³⁷⁷ PEETERS, 1992, p.84.

³⁷⁸ "(...) under programs based on rights sales by the government, dischargers' payments for rights can result in substantial financial burdens upon the dischargers" (LYON, 1982, p.16). Ces charges financières ne devraient pas dépasser certaines limites: "While these payments for rights are transfers - as opposed to real economic costs - they may be a significant concern. In one case study considered here, for example, dischargers' aggregate payments for rights alone would be larger than their treatment expenses under an inefficient regulatory program requiring uniform percentage removal of waste by all dischargers" (id.).

³⁷⁹ D'autre part, ils pourraient se livrer à des manoeuvres stratégiques destinées à influencer les prix d'adjudication. Des solutions ont été envisagées pour dissuader de telles manoeuvres sans pour autant renoncer à la vente publique (voy. notamment *ibid.*; GREEN et LAFFONT, 1977 et infra, chap.IV, 2.1).

³⁸⁰ PEETERS, 1992, p.123. Un autre exemple est celui de la "zero-revenue auction" imaginée par TIETENBERG, 1985, p.101: les sommes perçues sont redistribuées aux participants du marché de pollution. Cette redistribution ne s'opère naturellement pas conformément à leurs contributions respectives à l'achat des permis (*ibid.*, p.102). Elle pourrait notamment servir à subsidier l'innovation technologique (PEETERS, 1992, p.85).

CHAPITRE IV

LE FONCTIONNEMENT DES MARCHES DE POLLUTION

1. INTRODUCTION

Les développements qui précèdent ont exposé les diverses prestations administratives requises pour la conception des marchés de pollution. A cette occasion, on a montré que l'administration poursuivait trois objectifs: tout marché doit constituer un instrument efficace de lutte contre la pollution, représenter une économie de coûts par rapport à la réglementation traditionnelle et un attrait pour ses participants potentiels. L'on a vu néanmoins que ces objectifs pouvaient entrer en conflit, notamment lorsqu'il est question de définir l'étendue géographique d'un marché: dans ce contexte, la politique environnementale peut supposer des dispositifs non justifiés du point de vue de la minimisation des coûts d'observance (critère d'efficacité économique). La thèse de la priorité de l'objectif écologique des marchés de pollution permet alors de résoudre ce conflit d'objectifs, en dictant une solution qui ne compromet toutefois pas leur efficacité économique (caractère optionnel des fonctions de coûts de réduction et flexibilité technologique, *supra*, 5.2.2.4, 1) et 5.4.1)¹. Pour chacun des

¹ Selon la thèse de M.Peeters, il faut renoncer aux marchés de pollution lorsque leur attrait pour les pollueurs est compromis par l'objectif environnemental poursuivi (PEETERS, 1992, pp.126 et 127). Les développements du chapitre précédent dégagent un conflit d'objectifs supplémentaire, en relevant que la politique environnementale peut compromettre non seulement l'attrait, mais également l'efficacité économique des marchés de pollution (*supra*, chap.III, 6.1.1). Par ailleurs, ils considèrent que les conflits d'objectifs peuvent être résolus en ajustant l'application des principes d'efficacité économique au dispositif que recommande la politique environnementale. C'est donc cette dernière qui est déterminante, mais l'application d'un principe d'efficacité peut devenir problématique du fait même. En pareil cas, la politique environnementale ne sera pas forcément inefficace, car des modalités peuvent être introduites dans l'application du principe d'efficacité économique. Eu égard à la thèse de la priorité de l'objectif écologique, c'est toutefois ce dernier principe qu'il s'agit de modaliser en fonction de la politique environnementale, et non l'inverse. Pour des exemples concrets, voy. *supra*, chap.III, 5.2.2.4,1) et 5.4.1: si la formulation d'un standard restrictif s'impose dans une région dont les firmes enregistrent des coûts de contrôle élevés, le conflit de la politique environnementale et du principe de minimisation des coûts ne se

objets de la conception administrative, l'on a par ailleurs cherché à définir des solutions optimales, au sens où elles cumuleraient les avantages du point de vue des trois critères mentionnés. C'est la raison pour laquelle il s'est imposé de recourir à une méthode de solution préalable des éventuels conflits d'objectifs.

Les développements du présent chapitre se situent dans un contexte différent: ils ne sont plus consacrés aux actes publics de conception des marchés (détermination de leur étendue géographique, de leurs partenaires, de la valeur des droits et de leur procédé de distribution initiale), mais au fonctionnement de ces derniers, c'est-à-dire aux opérations privées d'achat et de vente de permis². Ce changement de contexte suppose aussi l'entrée en scène de nouveaux acteurs: alors que la conception était le fait d'autorités administratives, le fonctionnement fait intervenir les utilisateurs de permis, c'est-à-dire les entreprises polluantes situées dans les marchés. Certes, celles-ci ont déjà été appelées à intervenir lors de la conception administrative, qui peut requérir leur collaboration³. Elles vont maintenant passer au premier plan, sans faire disparaître pour autant le rôle de l'administration. En effet, le libre jeu d'un marché de pollution peut compromettre l'un des trois objectifs de l'instrument (chapitre III, section 3). La sauvegarde de la valeur compromise passe alors par des interventions administratives. Mais à la différence du contexte préalable de la conception, où l'administration a posé des actes de portée générale, elle intervient cette fois de manière ponctuelle et individuelle.

résoud pas par une adaptation du standard, mais par l'option pour des technologies de contrôle moins coûteuses (flexibilité technologique des pollueurs). Voy. également *infra*, 2.2.2,2): certaines règles de protection de l'environnement peuvent faire émerger des monopoles relativisant l'efficacité économique des marchés de pollution, mais elles peuvent être maintenues du fait précisément qu'elles ne font que relativiser cette efficacité. L'on verra aussi plus loin (2.2.3,2)) qu'un raisonnement analogue peut être utilisé pour résoudre les conflits entre l'objectif écologique des marchés de pollution et leur attrait pour les pollueurs: si le maintien de règles environnementales ne peut anéantir cet attrait (hypothèse dans laquelle il faudrait renoncer au marché), il peut à tout le moins le relativiser.

² A propos de la distinction entre le commencement du marché et les transactions ultérieures, voy. notamment NOLL, 1982, p.119; ATKINSON et TIETENBERG, 1982, pp.118-119 (distinction *ex ante/ex post*); RAUFER et FELDMAN, 1987, p.6.

³ *Supra*, chap.III, notes 165 et 186 et section 5.4.2: établissement de fonctions de coûts de réduction préalablement au découpage de marchés à permis zonaux.

L'on partira donc des phénomènes de déplacement des permis au sein d'un même marché. Ces déplacements peuvent s'opérer dans l'espace et faire intervenir des acheteurs et des vendeurs de permis; ils peuvent aussi s'opérer dans le temps, au sens où les titulaires de droits peuvent étager leur utilisation sur plusieurs périodes. La distinction de ces deux types de déplacement a été introduite par M.Peeters. Un "déplacement géographique" désigne "le déplacement d'un droit de pollution vers une autre localisation. La possibilité de déplacement n'existera qu'au sein d'une région donnée"⁴. En parlant de "déplacement temporel", l'on veut dire "qu'un droit de pollution qui n'est pas utilisé pendant la période indiquée peut l'être au cours d'une période ultérieure"⁵. La distinction d'une dimension spatiale et d'une dimension temporelle (supra, chapitre III, section 4) pourrait donc être reproduite à propos du thème spécifique du présent chapitre: les différents aspects du déplacement des permis se rattachent à l'une ou à l'autre de ces dimensions. L'on se limitera cependant à étudier les aspects associés au déplacement spatial, c'est-à-dire les thèmes des échanges de droits de pollution (section 2), de leur prix et des procédures pour communiquer leur disponibilité (section 3) et de leur transférabilité (section 4). La notion de déplacement temporel, quant à elle, pourrait constituer le point de départ d'une étude des responsabilités de l'administration, mais ne sera pas approfondie, dans la mesure où le déplacement spatial fournit déjà une multitude d'exemples à l'appui de la thèse avancée.

2. LES ECHANGES DE DROITS DE POLLUTION

Les échanges de droits de pollution correspondent aux opérations d'achat et de vente sur lesquelles débouche la conception administrative. Ces opérations commerciales sont le ressort du fonctionnement des marchés de pollution. Elles peuvent mettre l'administration en

⁴ PEETERS, 1992, p.86. "Le déplacement entre deux firmes peut prendre la forme d'une vente ou d'une location" (*id.*).

⁵ *Id.* La "période indiquée" désigne celle au cours de laquelle une quantité déterminée de pollution peut être émise. Au point de vue du libellé des droits, il importe "que l'on indique clairement le volume de pollution qui peut être émis pendant une période de temps déterminée" (*id.* et *ibid.*, p.83; supra, chap.III, section 6.3.1: la durée de vie des permis).

présence de pollueurs (2.1) ou avoir lieu entre les pollueurs eux-mêmes (2.2).

2.1. La vente de droits par l'administration aux pollueurs

A l'occasion de l'étude du commencement du marché (allocation initiale des permis), l'on a vu que l'administration pouvait opter pour un dispositif de vente publique (chapitre III, 7.2.2). Dans cette hypothèse, la vente de droits par l'administration aux pollueurs constitue la première opération commerciale caractéristique du fonctionnement du marché. Les pollueurs ont alors l'opportunité de déployer une stratégie de manipulation des prix susceptible de compromettre l'application de la politique environnementale.

2.1.1. *La manipulation du prix des permis et la compromission de la politique environnementale*

En s'interrogeant sur le "pouvoir de marché"⁶ susceptible d'être exercé par les pollueurs au cours du fonctionnement d'un marché de pollution, T.H.Tietenberg a relevé le risque d'une manipulation du prix des permis à l'occasion de leur vente publique, lorsque celle-ci constitue leur mode de distribution initiale⁷. "Si les permis étaient distribués par vente publique, toutes les sources chercheraient à en acheter, et l'autorité de contrôle serait le seul vendeur. La capacité d'une source, ou d'une coalition de sources, d'influencer les prix payés pour ces permis dépendrait alors de l'importance relative de leur demande par rapport à celles des autres sources. A la limite, et dans un marché ne comptant qu'une seule source, celle-ci pourrait acquérir les permis à prix nul. Comme la soumission de cette source serait déterminante même à zéro dollars, ses dépenses en permis seraient nulles. S'il y avait d'autres sources, la situation serait plus complexe. Supposons qu'une firme particulière souhaite contrôler le prix et que les autres se contentent d'agir comme *price-takers*. *La firme price-setting pourrait faire baisser le prix des permis, en articulant une demande artificiellement basse*"⁸.

⁶ TIETENBERG, 1985, chapitre 6 ("*Market Power*").

⁷ *Ibid.*, pp.126-133.

⁸ *Ibid.*, p.126, c'est moi qui souligne.

Ce type de manipulation est de nature à compromettre l'efficacité du marché sur le plan de la lutte contre la pollution. En effet, l'on a vu que la vente publique des droits fournissait aux pouvoirs publics des revenus susceptibles de financer le rachat des mêmes droits dans le cadre d'une action d'assainissement menée au cours du fonctionnement du marché (supra, chapitre III, 7.2.2 in fine). La manipulation décrite compromet cette possibilité en réduisant l'importance des revenus publics, puisqu'elle fait baisser le prix des permis⁹.

Il faut pourtant bien reconnaître que cette démarche est de nature à réduire les coûts associés au fonctionnement des marchés de pollution et à améliorer du fait même leur efficience économique. Selon la formule de R.Noll, cette efficience repose sur la minimisation de la somme du prix des permis et des coûts de contrôle (supra, chapitre III, 3.2). En ce qui concerne le prix des permis, la réduction de la demande ne manquera de le faire chuter, ce qui constitue le premier facteur d'efficience de la formule. Cette demande réduite s'assortit toutefois d'un accroissement des prestations de contrôle d'émissions. En effet, ce n'est que dans la mesure où ces émissions diminuent que l'on peut concevoir une diminution de la demande de permis¹⁰. Or si des contrôles supplémentaires sont requis, les coûts de contrôle, seconds facteurs d'efficience, s'accroîtront nécessairement. Ceci permet de relativiser l'affirmation d'après laquelle l'articulation d'une demande artificiellement basse améliore l'efficience économique des marchés de pollution. En effet, la firme *price-setting* ne peut procéder à cette démarche qu'à la condition d'assumer des responsabilités de contrôle supérieures par rapport à celles qu'elle assumerait dans la situation où les coûts de ces responsabilités seraient minimisés. Les coûts supplémentaires qu'elle enregistre alors réduisent

⁹ *Ibid.*, pp.132-133: "*The only financial loser from this type of market manipulation is the government. It would gain less revenue from a manipulated auction market (...)*". Si l'on approfondit l'impact de cette stratégie du point de vue de la lutte contre la pollution, on pourrait toutefois lui reconnaître un avantage d'un type différent. Pour pouvoir formuler une demande artificiellement basse, la firme *price-setting* doit procéder à des prestations de contrôle supplémentaires (infra). Ceci peut se traduire par une réduction du volume global des émissions, pour autant que les autres firmes ne profitent pas de la réduction du prix dans l'idée d'accroître leur demande de permis pour pouvoir polluer davantage (à propos de l'élasticité et de l'inélasticité de la demande de permis par rapport à leur prix, voy. *ibid.*, p.130). Un tel comportement compromettrait d'ailleurs immédiatement la stratégie de réduction du prix, puisque la demande en s'accroissant ferait monter ce prix.

¹⁰ La fonction des permis étant d'autoriser des volumes d'émission déterminés.

l'avantage financier qu'elle peut tirer d'une baisse du prix des permis¹¹. Par contre, les autres firmes du marché (*price-takers*) ne manqueront d'y gagner, car elles bénéficieront de prix d'achat réduits sans devoir adapter leurs prestations de contrôle d'émissions¹². La démarche n'est donc pas nécessairement rentable pour la firme *price-setting*; en termes de coûts globaux, elle n'est intéressante pour les pollueurs dans leur ensemble que pour autant que la diminution du prix des permis soit proportionnellement plus importante que l'augmentation du coût total de contrôle¹³. Un autre tempérament à l'efficience résultant de cette stratégie apparaît lorsqu'on prend le point de vue de l'administration, et non plus celui de la collectivité des pollueurs. Dans le chapitre précédent, les coûts administratifs ont été présentés comme l'une des fonctions déterminantes de l'efficience économique des marchés de pollution¹⁴. Dans le contexte d'une vente publique, la baisse du prix des permis ne génère certes pas de coûts positifs pour l'administration, mais en tout cas un manque à gagner¹⁵. Si l'on fait abstraction des deux aspects inefficients de la stratégie de manipulation des prix (augmentation des coûts de contrôle pour les pollueurs et manque à gagner pour le

¹¹ C'est la raison pour laquelle le coût de cette stratégie sera dissuasif si les coûts de contrôle de la firme *price-setting* sont trop élevés (puisqu'elle doit alors assumer des prestations de contrôle accrues): "*The higher the marginal costs of control beyond the cost-effective allocation, the less the source is able to gain from a given reduction in demand because the cost of producing the compensating emission reduction is so high*" (*ibid.*, p.130).

¹² "*The price-taking source benefits more than the price-setting source*" (*ibid.*, p.128).

¹³ *Id.*

¹⁴ Chap.III, note 236.

¹⁵ Un autre type de pouvoir de marché est susceptible de s'exercer dans l'hypothèse où le marché ne commence pas à fonctionner au départ d'une vente publique des droits, mais lorsque les pollueurs prennent l'initiative de procéder à des réductions d'émissions (*supra*, chap.III, 7.2.1). Dans ce cas, l'on peut imaginer que l'administration sanctionne simplement ces initiatives en reconnaissant à leurs auteurs la détention de crédits d'émission transférables. L'on peut aussi concevoir qu'elle rachète les crédits créés sous forme d'octroi de subsides (TIETENBERG, 1985, pp.126-133). A la différence de la vente publique, l'administration est alors acheteuse et les pollueurs sont vendeurs. D'autre part, le pouvoir de marché qu'ils ont l'occasion d'exercer dans un tel contexte ne se solde plus pour l'administration d'un manque à gagner, mais bien d'un *coût positif* prenant la forme de subsides plus élevés. Les firmes qui procèdent à des réductions d'émissions (*price-setters*) peuvent en effet articuler une offre artificiellement basse, en contrôlant le nombre de crédits vendus à l'administration dans la perspective de faire monter les subsides octroyés (*ibid.*, p.128).

gouvernement), l'on peut y voir un conflit entre l'objectif écologique des marchés de pollution, qu'elle compromet, et leur efficacité économique, qu'elle renforce sous certaines conditions (supra) et à l'avantage exclusif des pollueurs. La thèse de la primauté de l'objectif écologique recommande alors à l'administration de prendre des mesures destinées à dissuader les stratégies de manipulation des prix.

2.1.2. Le maintien du prix d'adjudication selon la procédure de R.Lyon¹⁶

Cette procédure a pour objectif de dissuader¹⁷ toute firme de soumettre une demande calculée pour faire chuter le prix d'adjudication des permis. Elle consiste à empêcher la firme qui articule une demande artificiellement basse de faire baisser le prix à payer: la manoeuvre ne se solderait pour elle que d'une charge de contrôle supérieure, et serait dissuadée du fait même¹⁸. Pour l'administration, l'objectif de la technique proposée est de s'assurer à l'avance d'une certaine demande pour un prix minimum, afin de neutraliser toute tentative unilatérale¹⁹ de réduction artificielle de cette demande. Comme dans une vente publique ordinaire, chaque source soumet à l'adjudicateur une fonction de demande de permis spécifiant le nombre de permis désirés pour chacun des prix possibles. L'adjudicateur additionne ces soumissions, détermine le prix d'adjudication et attribue les permis à concurrence du nombre correspondant au prix d'adjudication. Les permis restants sont

¹⁶ LYON, 1982; TIETENBERG, 1985, p.133. Voy. également supra, chap.III, note 379.

¹⁷ Il s'agit en d'autres termes d'une procédure d'incitation ("*incentive-compatible procedure*", LYON, 1982, note 19) à ne pas déployer la stratégie de manipulation décrite: "*Under the incentive-compatible procedure, dischargers have no incentive to lower their bids (...)*" (*id.*).

¹⁸ "*It can only raise its control costs by attempting to influence the process*" (TIETENBERG, 1985, p.133).

¹⁹ Cette technique permet de neutraliser toute stratégie unilatérale, mais elle se solderait d'un échec dans l'hypothèse d'une collusion des acheteurs: "*Although any source understating its demand could acquire fewer permits, it could not lower the price it pays for permits in the absence of collusion with other sources*" (*id.*, c'est moi qui souligne).

attribués au prix correspondant aux offres les plus élevées ayant été rejetées²⁰. Si la firme se livrant à la manoeuvre décrite peut alors acquérir un nombre restreint de permis, comme elle le propose (au prix de prestations de contrôle accrues), elle ne peut en tout cas pas faire baisser leur prix, ce qui est pourtant son objectif: la fonction de demande des autres firmes du marché, préalablement établie par l'administration, permet de l'en empêcher²¹.

2.2. Les échanges de droits entre les pollueurs

2.2.1. Le problème du coût de l'information

Ces échanges constituent la dimension essentielle des marchés de pollution, qui ont pour objectif économique de déboucher sur une répartition des limitations d'émissions dont les coûts seraient minimisés (supra, chapitre III, 3.2). Pour arriver à une telle répartition, l'administration pourrait également imposer des limitations d'émissions individualisées aux pollueurs destinataires des standards, en prenant connaissance de leurs coûts de contrôle

²⁰ Ce second prix sera inférieur au premier: "*Because these rejected bids are by definition lower than the market price (otherwise they would not have been rejected), incentive-compatible auctions imply lower permit expenditures than the more traditional single-price auctions*" (id.). Parce que cette technique implique le recours à des prix différents, on l'oppose à la procédure dite du "*single clearing price*" (LYON, 1982, p.18), qui constitue la procédure traditionnelle.

²¹ Il faut ajouter qu'indépendamment de cette opération administrative consistant à s'assurer d'une certaine demande pour un prix minimum, la stratégie décrite échouerait pour la même raison dans l'hypothèse d'un marché comptant un nombre de partenaires relativement élevé. Ce pronostic s'appuie sur une étude de R.de Lucia (cité in TIETENBERG, 1985, p.130), qui a procédé à des simulations pour dégager l'effet d'une manipulation des prix sur la charge financière totale (coûts de contrôle + prix des permis) des firmes d'un marché de pollution. Ses deux premières simulations font intervenir huit pollueurs (émettant deux types de polluants aquatiques dans la Mohawk River aux Etats-Unis). L'un de ces huit pollueurs agit comme *price-setter* en réduisant sa demande de permis. Les simulations constatent chaque fois que la stratégie se solde d'un effet négligeable sur le prix des permis, en tout cas d'un effet disproportionné par rapport à l'augmentation corrélative des coûts de contrôle enregistrés par le *price-setter*. Si ce dernier ne peut alors faire baisser le prix que dans une mesure négligeable, c'est en raison de la présence des sept autres pollueurs, qui sont également demandeurs de permis (*ibid.*, p.131). La troisième simulation de de Lucia ne fait par contre intervenir que deux pollueurs, l'un agissant comme *price-setter* et l'autre comme *price-taker*. En réduisant sa demande, le *price-setter* arrive cette fois à faire baisser le prix de plus de la moitié (*id.*).

respectifs. *Au niveau de la conception administrative*, l'on a vu que ces coûts devaient être pris en considération pour la configuration spatiale des marchés (supra, chapitre III, 5.2.2.3). Toutefois, l'on a vu également que l'administration n'était pas en mesure de disposer d'une information parfaite et actuelle à leur propos. Face à ce problème d'information, la solution consistait à élargir le champ d'application de la dynamique de l'offre et de la demande, en levant les barrières géographiques affectant les échanges de permis. Ce "relais du marché" a été présenté comme une alternative au problème de l'information imparfaite de l'administration (*ibid.*, 5.4.2). C'est en se servant d'un raisonnement analogue que l'on peut formuler, *du point de vue de la politique environnementale*, l'avantage économique des marchés de pollution par rapport aux normes d'émission individualisées. A la différence de ce dernier système, les marchés de pollution comptent sur le libre jeu de l'offre et de la demande pour réaliser la répartition la moins coûteuse des limitations d'émission. Le présupposé est à nouveau celui d'une information imparfaite de l'administration: celle-ci ne serait pas en mesure d'identifier assez rapidement les firmes dont les coûts de réduction sont les moindres et de leur imposer en conséquence des standards individuels appropriés (inefficience associée à la lenteur des procédures administratives et au temps d'adaptation des destinataires de standards révisés²²). A supposer même qu'elle soit en mesure de le faire, il lui faudrait établir des "fonctions de coûts de réduction" (*ibid.*, 5.2.2.3) et les mettre à jour continuellement (inefficience due aux coûts administratifs²³). Ces prestations sont par contre inutiles dans les marchés de pollution, puisque la répartition des coûts de contrôle résulte des mécanismes privés de l'achat et de la vente de permis. C'est la raison pour laquelle les marchés de pollution permettent à l'administration de réaliser une économie de coûts d'information²⁴.

Le caractère peu réaliste d'une information parfaite et actuelle de l'administration et le problème du coût d'une telle information permettent donc de comprendre pourquoi l'efficience économique des marchés de pollution (répartition des responsabilités de contrôle de façon à en minimiser les coûts) repose sur les échanges de droits entre les pollueurs. Les

²² Ce problème a déjà été abordé plus haut (chap.III, 5.4.2).

²³ Voy. supra, chap.III, note 236.

²⁴ TIETENBERG, 1985, pp.15, 30 et 35; PEETERS, 1992, p.90.

développements qui suivent montrent que ces mêmes échanges sont pourtant susceptibles de compromettre l'objectif environnemental et le caractère attractif des marchés de pollution, ainsi que leur efficience économique elle-même, ce qui est assez paradoxal. Ils exposent les causes spécifiques des situations de monopole, d'oligopole (2.2.2) et de monopsonne (2.2.3), qui sont présentées comme des écarts par rapport à la "répartition concurrentielle"²⁵ des permis. L'identification des causes spécifiques de ces écarts permet alors d'envisager certaines solutions administratives, qui devront toutefois respecter la primauté de l'objectif écologique des marchés de pollution.

2.2.2. Les situations de monopole²⁶ et les cartels²⁷

Du point de vue particulier de la firme en position de monopole ou des firmes qui font partie d'un cartel, ces situations sont intéressantes pour deux raisons: elles leur permettent de faire monter le prix des permis et/ou de s'en réserver l'exclusivité afin d'écarter leurs concurrents sur le marché de la production. Ces intérêts privés vont pourtant à l'encontre des objectifs économiques des marchés de pollution, envisagés du point de vue de l'intérêt

²⁵ NOLL, 1982, pp.121 et 123; infra, note 41.

²⁶ MAGNAN DE BORNIER, 1986, p.4, admet que l'on définisse le concept de monopole comme signifiant "un seul vendeur sur un marché particulier". Voy. également la définition du dictionnaire ROBERT, d'après laquelle le monopole correspond à la "situation où une entreprise est maître de l'offre sur le marché". Le marché en question est celui des droits de pollution qui se vendent dans une zone géographique donnée pour y être utilisés (voy. MAGNAN DE BORNIER, 1986, p.4, pour l'idée d'après laquelle l'identification d'un marché implique la considération d'une dimension de produit et d'une dimension spatiale). L'on verra toutefois que les monopoles de droits de pollution peuvent générer des monopoles sur d'autres marchés.

²⁷ Un cartel est défini comme une "entente formée entre producteurs d'une même branche d'industrie - conservant chacun leur autonomie financière - en vue de la défense des prix par la limitation de la production et de la concurrence" (dictionnaire ROBERT). Dans le présent contexte, l'on ne pourrait parler d'une "production" de droits de pollution au sens strict que dans l'hypothèse où les pollueurs prennent eux-mêmes l'initiative de la création de ces droits (supra, chap.III, 7.2.1). Cette définition du cartel devrait donc être étendue à l'hypothèse d'une entente des allocataires ou des adjudicataires de permis lorsque le marché commence par une distribution gratuite ou par une vente publique (*ibid.*, 7.2.2). L'entente constitutive d'un cartel débouche, au niveau du marché, sur un oligopole ("marché dans lequel il n'y a que quelques vendeurs devant une multitude d'acheteurs", dictionnaire ROBERT).

général. Les deux dimensions d'intérêt général auxquelles ils s'opposent sont l'efficience économique des marchés de pollution et la croissance économique des régions où ils se situent.

En tant qu'objectif politique de la conception administrative des marchés de pollution, leur *efficience économique* a été définie comme la minimisation des coûts que représente l'observance d'un standard de qualité de l'environnement pour la collectivité des pollueurs à laquelle il est applicable. Ces coûts correspondent à la somme des coûts globaux de contrôle des émissions et du prix des permis (chapitre III, 3.2)²⁸. La littérature économique admet le principe selon lequel le prix d'un bien est plus élevé dans un monopole que dans un marché concurrentiel²⁹. Ceci sert l'intérêt particulier du vendeur de permis, mais non les intérêts de leurs acheteurs³⁰. Or dans tout marché monopolistique, ces derniers intérêts correspondent à l'intérêt général, puisque dans un tel marché les acheteurs représentent la majorité des partenaires³¹. Cet intérêt général est par ailleurs celui que cherche à défendre le principe de l'efficience économique des marchés de pollution³².

Si la firme en position de monopole peut chercher à se réserver la détention d'un bien à prix de vente élevé³³, elle peut aussi rechercher cette exclusivité pour écarter ses

²⁸ Voy. également TIETENBERG, 1985, pp.131 et 132, qui représente la charge financière globale des partenaires du marché comme la somme de leurs coûts de contrôle ("*control costs*") et des coûts qu'ils enregistrent du fait de l'achat de permis ("*permit costs*").

²⁹ MAGNAN DE BORNIER, 1986, p.42. A propos spécifiquement des marchés de pollution, voy. MORCH VON DER FEHR, 1993, p.129; TIETENBERG, 1985, pp.134 et 139.

³⁰ Selon Adam Smith, le prix de monopole est "en toute occasion le plus élevé que l'on puisse tirer des acheteurs, ou, suppose-t-on, qu'ils consentiraient à donner", alors que le prix de libre concurrence est "le plus bas que les vendeurs peuvent habituellement se permettre sans devoir interrompre leur affaire" (cité in MAGNAN DE BORNIER, 1986, p.42).

³¹ Voy. la définition du monopole citée à la note 26.

³² Si le prix des permis augmente du fait du monopole, la charge financière de la source agressive est réduite, car elle détient des biens d'un prix supérieur (TIETENBERG, 1985, p.139). Mais en termes globaux, c'est-à-dire pour toutes les autres sources, la charge financière augmente du fait même.

³³ Voy. la note qui précède.

concurrents sur le marché de la production en les empêchant d'acquérir les permis de pollution dont ils ont besoin (ou en faisant monter leurs coûts de production par la pratique de prix monopolistiques lors de la vente de permis). A la différence de l'hypothèse précédente, son action prédatrice ne se limite plus au marché de pollution lui-même (marché des droits de pollution), mais s'étend alors à un marché différent, celui de la production d'un bien particulier³⁴. D'autre part, l'on peut considérer qu'elle ne compromet plus simplement l'efficacité économique du marché de pollution (supra), mais également la *croissance économique* de la région où il se situe³⁵. Il est en effet facile de comprendre que l'exclusivité de la détention d'un facteur de production indispensable dans un secteur particulier fait obstacle au développement de ce secteur, notamment par l'installation de sources nouvelles, qui peuvent par ailleurs contribuer au développement économique et social de la région où elles s'installent.

Comme dans l'hypothèse précédente, l'on peut donc voir dans le présent problème un

³⁴ "A rather different market problem arises when sources use emissions trading as a means to reduce the competition they face in product or input markets rather than as a means of reducing permit expenditures" (Tietenberg, 1985, p.138, c'est moi qui souligne). Ce problème est également signalé par MISIOLEK et ELDER, 1989, pp.160-164 ("exclusionary manipulation"), par PEETERS, 1991, p.162 et par MORCH VON DER FEHR, 1993, pp.129-130. Comme dans l'hypothèse précédente, l'on peut y reconnaître un phénomène de monopole. Il s'agit toutefois d'un genre spécifique de monopole, celui qui est dû à "la possession d'une ressource rare": "Certains auteurs ont insisté sur le fait qu'un monopole pourrait indéfiniment se maintenir à condition que le monopoleur contrôle totalement l'offre d'un facteur de production indispensable dans ce secteur" (MAGNAN DE BORNIER, 1986, p.25, c'est moi qui souligne).

³⁵ Selon PEETERS, 1991, p.162, la valeur compromise par ce type de comportement est la flexibilité: "A concentration of pollution rights on one polluter might make it impossible for other potential polluters to get pollution rights. This will impede their efforts to carry out their production plans. Instead of creating more flexibility for polluters, the opposite can be a consequence of a permit market". Le sens du concept de flexibilité utilisé ici est celui du chapitre II (supra), où il désigne la possibilité d'une diversification des contrôles d'émissions entre plusieurs sources de pollution, ou encore une marge de manoeuvre ouverte aux pollueurs, qui n'existe pas dans un système de standards individualisés. Le concept s'associe alors à la valeur d'efficacité économique (minimisation des coûts de contrôle) et non à l'attrait du marché de pollution (voy. chap.III, 3.3 in fine). Selon le premier sens de la notion de flexibilité, toute firme souhaitant entrer dans le marché devrait pouvoir compter sur l'achat de permis pour être dispensée de prestations de contrôle exagérément coûteuses pour elle. Le comportement d'exclusion dont il est question compromet cette possibilité.

conflit entre l'intérêt particulier de la firme se réservant l'exclusivité des permis et l'intérêt général à la croissance économique. Ainsi qu'on l'a vu dans le chapitre II, cette valeur d'intérêt général peut cependant constituer l'un des objectifs politiques de la conception d'un marché de pollution: tel est le cas lorsque l'on se sert de cet instrument pour inciter l'installation de sources nouvelles dans une région (supra, sections 4.1 et 4.6 de ce chapitre).

Les sources nouvelles sont pourtant celles qui sont le plus exposées au type de prédation décrit. En s'interrogeant sur le risque réel représenté par un tel comportement, T.H.Tietenberg a en effet constaté qu'il était plus probable qu'il s'exerce vis-à-vis des sources nouvelles que vis-à-vis des sources existantes³⁶. L'on entend alors par source existante toute source située dans le marché au moment de la distribution initiale des permis. Vis-à-vis d'une telle source, la source prédatrice ne sera généralement pas en mesure d'exercer la manoeuvre d'exclusion décrite: pour ce faire, elle devrait détenir lors du commencement du marché la plupart des crédits nécessaires pour l'activité de production concernée, mais les procédures de distribution initiale (supra, chapitre III, 7.2.2) rendent cette hypothèse difficilement concevable. En effet, si les crédits sont mis en vente publique, la source prédatrice souhaitant empêcher ses concurrents d'en disposer devrait se porter acquéreuse de leur totalité. Le coût d'une telle opération la rend toutefois hautement improbable³⁷. Les crédits peuvent également être distribués gratuitement sur la base de critères administratifs, mais aucun de ces critères (*grandfathering*, normes d'émission antérieures ou minimisation des coûts de contrôle, *id.*) ne risque de déboucher sur leur attribution exclusive à une seule firme du marché. Il est donc peu probable qu'une procédure de distribution initiale, de quelque nature que ce soit, permette à une source existante d'en exclure une autre du marché de la production en l'empêchant d'obtenir les crédits nécessaires. Par contre, les sources nouvelles, ou les sources existantes souhaitant s'élargir, sont plus vulnérables à ce type de prédation³⁸. Il s'agit des firmes qui souhaitent s'installer dans le marché ou s'y élargir postérieurement à la distribution

³⁶ TIETENBERG, 1985, pp.139-141. L'on entend ici par source existante toute source située dans le marché au moment de la distribution initiale des permis, et par source nouvelle toute source s'y installant postérieurement.

³⁷ "This would be very expensive, especially given the evidence in the previous chapter about the size of permit expenditures" (*ibid.*, pp.139-140).

³⁸ *Ibid.*, p.140.

initiale des permis. En effet, elles doivent alors acheter des crédits aux sources existantes, ce qui donne à ces dernières la possibilité d'exercer la manoeuvre d'exclusion décrite en refusant tout simplement de leur céder leurs crédits³⁹.

Il importe à présent de s'interroger sur les origines précises des situations de monopole qui viennent d'être décrites et présentées comme des obstacles à l'efficacité économique des marchés de pollution, de même qu'à la croissance des régions où ils sont organisés. Ceci devrait permettre de savoir à quel niveau pourraient se situer les mesures administratives destinées à les prévenir.

L'on a avancé plus haut (2.2.1) que *les échanges de droits de pollution* étaient eux-mêmes à l'origine de l'émergence de monopoles et de cartels, mais il s'agit à présent de justifier cette affirmation. Pour ce faire, l'on peut commencer par dire que les monopoles et les cartels correspondent à une configuration particulière de l'offre et de la demande d'un

³⁹ Indépendamment de l'interaction de sources existantes avec des sources nouvelles, l'exclusion des concurrents à l'occasion du fonctionnement du marché suppose quatre autres conditions. *Premièrement*, la source prédatrice et ses concurrents doivent se situer dans le même marché de pollution et émettre au moins un polluant commun (*ibid.*, p.139). Il n'est toutefois pas nécessaire que la source prédatrice exerce elle-même des activités de production dans ce marché: il suffit qu'elle participe au marché (à l'achat et à la vente de droits) pour être en mesure d'acquérir une exclusivité sur les droits (voy. *supra*, chap.III, 5.3.1: question de la nature des partenaires d'un marché de pollution). Cette hypothèse peut s'associer à un scénario envisagé par TIETENBERG, 1985, p.141, où une source prédatrice entre dans le marché de pollution sans intention d'utiliser les droits qu'elle achète, mais dans la seule idée d'empêcher ses concurrents d'en disposer. *Deuxièmement*, la source prédatrice et sa victime doivent être concurrentes sur le marché de la production (*ibid.*, p.139). Le comportement de prédation décrit ne s'exercera donc pas entre des sources distinctes qui appartiennent à une même franchise (tel est le plus souvent le cas des installations électriques situées dans une même zone géographique, *id.*). *Troisièmement*, la source prédatrice doit détenir la plupart des crédits du marché: tant qu'une source nouvelle peut acheter des crédits en suffisance à d'autres sources du marché, elle échappe au pouvoir de toute source prédatrice (*ibid.*, p.140). *Quatrièmement*, il ne faut pas qu'existent des substituts sur le marché de la production. En cherchant à acquérir un monopole sur ce marché, la source prédatrice poursuit l'objectif d'augmenter le prix de vente de son produit. L'existence d'un produit de substitution compromet cependant toute possibilité d'augmentation du prix (*id.*; MAGNAN DE BORNIER, 1986, p.7).

bien⁴⁰. Les monopoles et les cartels supposent donc à tout le moins l'existence d'une offre et d'une demande, mais celles-ci n'existeraient pas s'il n'y avait pas de possibilité d'échanges. Cette possibilité ne constitue certes pas une condition suffisante pour les monopoles et les cartels, car elle peut générer des situations différentes (par exemple une "répartition de concurrence"⁴¹ ou un monopsonne⁴²). Toutefois, il s'agit bien là d'une condition nécessaire pour l'émergence des pouvoirs qu'ils représentent (influence sur le prix des permis et/ou sur la production des concurrents⁴³). Ces pouvoirs émergent effectivement au moment où les échanges doivent en principe avoir lieu, car c'est à ce moment là que l'offre et la demande de permis sont formulées⁴⁴.

⁴⁰ Voy. supra, notes 26 et 27: un seul vendeur ou une coalition de vendeurs face à une multitude d'acheteurs.

⁴¹ La notion de répartition de concurrence (*competitive allocation of permits*, NOLL, 1982, p.121) est fondamentale du point de vue de l'efficacité économique des marchés de pollution. Noll la définit comme la répartition des responsabilités de contrôle entre les sources qui 1) réalise le niveau-cible des émissions totales, 2) tout en minimisant son coût (*id.*). Il qualifie également cette répartition d'"équilibre de concurrence" (*competitive equilibrium*, *ibid.*, p.123). Les monopoles, les cartels et les monopsones peuvent être considérés comme des déviations par rapport à cette répartition idéale. Voy. en ce sens *ibid.*, p.117; MISIOLEK et ELDER, 1989, p.156 ("(...) *the abatement inefficiency which occurs under cost-minimizing manipulation* (...)"); *ibid.*, p.157 ("*Cost-minimizing manipulation may take either of two forms, monopsony or monopoly manipulation, depending on the position of the dominant firm in the market for pollution rights*").

⁴² A propos des monopsones, voy. infra, 2.2.3.

⁴³ HAHN, 1982 et TIETENBERG, 1985, p.134, se sont interrogés sur les conditions d'exercice d'un pouvoir de marché (monopole, cartel ou monopsonne) dans un marché de pollution. Selon eux, la première condition d'exercice d'un tel pouvoir est l'existence d'échanges: s'il n'y avait pas d'échanges de droits entre les pollueurs, aucun d'entre eux n'aurait la possibilité d'exercer un pouvoir de marché (*ibid.*). L'on peut donc dire en d'autres termes que les échanges sont une condition nécessaire des monopoles et des cartels, en tant que pouvoirs exercés par certains partenaires sur d'autres. Cette affirmation ne possède toutefois pas le même sens que la thèse marxiste selon laquelle la concurrence serait "la cause" des situations de monopole, qui en seraient un "résultat inévitable" (voy. MAGNAN DE BORNIER, 1986, p.33). En effet, et comme on l'a dit, la concurrence peut engendrer d'autres situations de marché. Le monopole n'est donc pas un résultat inévitable de la concurrence; celle-ci n'en est qu'une condition nécessaire, mais non suffisante.

⁴⁴ "(...) *the ability of any source to affect permit prices is a function of its net demand for or net supply of credits* (...)" (TIETENBERG, 1985, p.134).

Les règles de protection de l'environnement applicables à l'occasion des transferts de droits peuvent également générer des phénomènes de pouvoir de marché, au sens où elles peuvent limiter l'éventail des vendeurs auxquels peut s'adresser tout acheteur de permis. Si ces règles contraignent l'acheteur à s'adresser à un seul vendeur, ce dernier bénéficiera de leur fait⁴⁵ d'une position de monopole. Les normes dotées de cet effet sont celles qui régissent les transferts entre sources distantes⁴⁶. Dans le chapitre précédent, l'on a montré que le principe d'uniformité géographique pouvait imposer à l'administration de fractionner un même marché en subdivisions internes (supra, chapitre III, 5.2.2). L'on a vu qu'en pareil cas, la libre circulation des permis n'était pas entière en raison de variations de valeur assortissant les transferts entre sources distantes, c'est-à-dire situées dans des subdivisions différentes (*ibid.*, 5.2.2.1,3)). Même en l'absence de subdivisions internes, des "règles d'échange" spécifiant des "variations de valeur" (*offset ratios*⁴⁷) au sein d'un même marché peuvent être envisagées (*trading rules*⁴⁸). Les normes dont il est présentement question ne sont autres que celles qui spécifient ces variations de valeur. Le pouvoir de monopole que peut acquérir de leur fait l'un des partenaires du marché s'explique de la manière suivante: "Les règles pénalisant les transferts entre sources distantes privilégient les sources proches. De fait, l'une de leurs

⁴⁵ Il s'agit là d'une hypothèse de "monopole institutionnel", c'est-à-dire de monopole ayant pour origine "une protection institutionnelle accordée, directement ou indirectement, à une entreprise particulière" (MAGNAN DE BORNIER, 1986, pp.29-30). Dans la théorie économique, les monopoles institutionnels sont *recherchés* par la politique, qui peut interdire la participation à un marché (version forte du monopole institutionnel) ou simplement favoriser un producteur au détriment des autres, par exemple en érigeant des barrières douanières (version douce du monopole institutionnel). Voy. *ibid.*, p.30. Dans la présente hypothèse par contre, la situation de monopole n'est pas recherchée par la réglementation, dont l'objet est de protéger l'environnement. Le monopole en fait alors figure d'effet secondaire.

⁴⁶ TIETENBERG, 1985, p.143 (*treatment of trades between nonproximate sources*). Voy. également MOHR, 1992, p.250 (résolution des problèmes posés par les NOX dans le cadre d'une politique de lutte contre l'effet de serre).

⁴⁷ TIETENBERG, 1985, p.143.

⁴⁸ "Trading rules specify the procedures for deciding how much of an increase in emissions is allowed a purchaser or combination of purchasers, given an emission reduction by a seller or set of sellers" (*ibid.*, pp.80-81). A propos de ces normes, voy. infra, 4 (la transférabilité des droits de pollution): l'application de ces normes peut déboucher sur la formulation de taux d'échange dont le degré d'individualisation peut varier (infra, 4.3).

raisons d'être est d'encourager les pollueurs à obtenir des crédits de réduction d'émissions auprès de sources proches. Ce faisant, elles réduisent toutefois la concurrence dans le marché et élèvent la probabilité d'exercice d'un pouvoir de marché par les sources proches. Les émetteurs éloignés, qui pourraient servir de source alternative de permis, *ne sont pas en mesure de leur faire concurrence* en raison de fortes variations de la valeur des permis. Ceci limiterait pourtant les chances qu'ont les sources proches de faire monter les prix ou d'écarter leurs concurrents. En fractionnant effectivement le marché en subdivisions, ces règles réduisent l'un des contrôles naturels sur le pouvoir de marché⁴⁹.

Maintenant qu'ont été décrits les avantages bénéficiant aux firmes en position de monopole et que les origines des monopoles ont été identifiées, l'on pourrait tenter de formuler certaines solutions destinées à les prévenir. L'administration devrait veiller à cette prévention, dans la mesure où ils compromettent l'efficacité des marchés de pollution et la croissance économique des régions où ils se situent. L'efficacité et la croissance ne sont toutefois pas l'objectif principal des marchés de pollution: l'action préventive devrait s'inspirer prioritairement de leur objectif écologique, même dans l'hypothèse où ceci relativiserait leurs performances économiques⁵⁰.

1) Comme on l'a dit précédemment, c'est parce qu'interviennent des *échanges de droits de pollution* que des situations de monopole peuvent apparaître. Ces échanges doivent en principe déboucher sur une répartition des responsabilités de contrôle qui en minimiserait le coût global (notion de répartition de concurrence⁵¹). Ils interviennent pour prendre le relais de l'administration, qui n'est pas en mesure de se procurer une information parfaite et actuelle sur la répartition des coûts de contrôle (problème du coût de l'information, supra, 2.2.1). L'importance quantitative de ces échanges sera donc à la mesure de l'écart que représente la répartition initiale des permis par rapport à leur répartition de concurrence. Des situations de

⁴⁹ TIETENBERG, 1985, p.143, c'est moi qui souligne.

⁵⁰ L'on peut admettre que les performances économiques spécifiques d'un marché de pollution par rapport à une réglementation traditionnelle soient *relativisées*, mais non qu'elles disparaissent, car dans ce cas l'utilisation d'un marché de pollution perdrait son sens (voy. supra, note 1).

⁵¹ Voy. supra, note 41.

monopole peuvent apparaître à l'occasion des échanges lorsqu'en conséquence de la répartition initiale, une firme reçoit moins de responsabilités de contrôle (plus de permis) que ne le permettent ses coûts de contrôle spécifiques, alors que toutes les autres en reçoivent plus (moins de permis) que ne le permettent les mêmes coûts (écart de la répartition initiale des permis par rapport à leur répartition optimale⁵²). La répartition initiale fait alors apparaître, lors des échanges, un pouvoir de monopole du côté de la première firme: celle-ci est en effet la seule qui puisse vendre des permis, alors que toutes les autres cherchent nécessairement à en acquérir⁵³.

Il va donc de soi qu'un tel problème ne se poserait pas en l'absence d'échanges. La solution naturelle serait alors de les supprimer, ce qui correspondrait concrètement au remplacement du marché de pollution par un système de charges d'émission (chapitre III, 1.2.1)⁵⁴. A vrai dire, ceci ne permettrait pas de solutionner la présente question. En effet, l'on ne cherche pas à comparer les avantages et inconvénients respectifs des marchés de pollution et des charges d'émission (question du choix politique d'un instrument), mais à prévenir le problème des monopoles *dans les marchés de pollution*. Or comme on l'a vu, les échanges de droits constituent l'essence de ces marchés (supra, 2.2.1). Supprimer les échanges reviendrait en d'autres termes à renoncer aux marchés de pollution. Par ailleurs, cette solution n'est pas envisageable du fait que l'on a posé la prémisse de l'information imparfaite de l'administration. Pour cette raison, le principe d'efficacité économique (économie des coûts administratifs) recommande que le marché prenne le relais de l'action administrative en ce

⁵² "Deviations from the cost-effective control baseline could cause control costs to exceed their minimum level by opening price-manipulating opportunities" (TIETENBERG, 1985, p.134).

⁵³ "When the baseline control responsibility falls below the cost-effective allocation, the price-setter can exercise power on the selling side" (*id.*). L'on est ici en présence d'un second cas de monopole institutionnel (voy. supra, note 45). Comme dans le premier cas, l'on ne pourrait pas dire que le monopole est recherché d'une manière ou d'une autre, puisqu'il trouve son origine dans une erreur.

⁵⁴ "An alternative to emission rights which does not have such strategic consequences is emission charges" (MORCH VON DER FEHR, 1993, p.144).

qui concerne la répartition des responsabilités de contrôle (*id.*)⁵⁵.

Les échanges de droits de pollution constituent donc une donnée incontournable, mais représentent en même temps l'origine même du problème des monopoles et des cartels. Ces échanges ont lieu parce que la répartition initiale des permis s'écarte nécessairement de leur répartition optimale (information imparfaite de l'administration). Si l'on ne peut donc concevoir de les supprimer par une répartition initiale qui aurait le mérite d'être optimale, les développements qui suivent montrent toutefois que l'administration n'est pas dépourvue de responsabilités du point de vue de la prévention des monopoles et des cartels. Ils montrent également qu'elle peut en tout cas intervenir par des mesures curatives, une fois que le marché a commencé à fonctionner et qu'à cette occasion sont apparus des problèmes de ce type.

Le point de vue de la *prévention* des monopoles recommande à l'administration d'agir avant que le marché ne commence à fonctionner, au moment où elle distribue les permis aux pollueurs. Comme on vient de le voir, cette distribution risque de provoquer des monopoles lorsqu'elle est entachée d'une erreur spécifique, consistant à attribuer proportionnellement plus de permis à une source dont les coûts de contrôle sont bas qu'aux autres sources du marché, enregistrant pourtant des coûts de contrôle élevés. Il suffirait donc que l'administration soit informée de ces coûts pour qu'elle soit en mesure de prévenir l'apparition de monopoles lors des opérations d'achat et de vente des pollueurs. A vrai dire, cette solution n'en est pas une, puisque l'on vient de voir que les marchés de pollution étaient précisément conçus pour dispenser l'administration des coûts d'une information parfaite sur la répartition des coûts de contrôle (prémisse de l'information imparfaite de l'administration). Pour cette raison, l'on ne peut concevoir de supprimer les échanges de droits de pollution, c'est-à-dire les transactions privées d'achat et de vente de ces droits (*supra*). Tietenberg considère néanmoins que l'administration ne dispose pas d'une flexibilité totale lorsqu'elle procède à la distribution

⁵⁵ "Emission charges have generally been criticised on the grounds that they require substantial information to implement given levels of emission, whereas tradable emission rights can achieve such goals in a much more direct way without the need for any information on demand and supply technologies in the regulated industries" (*id.*, c'est moi qui souligne).

initiale des droits, dans la mesure où l'exercice d'un pouvoir de marché est un problème potentiel⁵⁶. Les échanges ne peuvent donc être supprimés, mais il faudrait éviter qu'ils ne débouchent sur des situations de monopole par une répartition appropriée des permis.

La recherche d'une telle répartition pourrait se faire *lors du commencement du marché*, si l'administration pouvait compter sur une collaboration des pollueurs⁵⁷ à l'apport d'informations nécessaires pour établir des fonctions de coûts de réduction⁵⁸: d'une part, cette collaboration permettrait d'équilibrer la charge des coûts d'information, dans la mesure où l'administration en serait partiellement soulagée; d'autre part, les fonctions de coûts lui permettraient de faire des pronostics sur l'offre et la demande de permis (supra, chapitre III, 5.2.2.4,2)) et d'ajuster leur répartition en conséquence, de manière à prévenir la naissance de monopoles⁵⁹.

Cette démarche se cantonne toutefois à la conception administrative, c'est-à-dire aux dispositifs que l'administration est susceptible d'adopter a priori, avant que le marché ne commence à fonctionner. Dans cette mesure, elle ne trouve pas tellement sa place dans le présent chapitre, où l'on s'interroge sur le fonctionnement des marchés de pollution et non plus sur leur conception. C'est précisément de ce fonctionnement que l'administration qui n'aurait pas disposé d'emblée d'une information parfaite pourrait tirer un enseignement du point de vue de la lutte contre les monopoles. La formulation d'une offre et d'une demande

⁵⁶ TIETENBERG, 1985, p.134: "(...) *the flexibility that control authorities have in principle in allocating the financial burden could be substantially less in practice if market power is a potential problem. Deviations from the cost-effective control baseline could cause control costs to exceed their minimum level by opening price-manipulating opportunities*". L'auteur ne précise toutefois pas comment ces "déviation" pourraient concrètement être évitées au niveau de la distribution initiale.

⁵⁷ Une collaboration des pollueurs a déjà été envisagée dans le chapitre précédent, pour résoudre certaines questions liées à la configuration géographique des marchés de pollution. Voy. supra, chap.III, section 5.4.2; *ibid.*, notes 165 (principe de la collaboration des pollueurs s'il s'agit de conception administrative, où l'administration est l'acteur principal) et 186 (exemple de collaboration utile pour la conception administrative).

⁵⁸ A propos de ces fonctions, voy. supra, chap.III, section 5.2.2.3 in fine.

⁵⁹ La connaissance des fonctions de coûts de réduction permet d'éviter l'erreur spécifique dont il est question plus haut.

de permis révèle en effet les coûts de contrôle réels des partenaires du marché et, dans le cas d'un monopole, l'inadéquation de la distribution initiale par rapport à la répartition de ces coûts. *Le fonctionnement du marché* pourrait alors servir de test pour tout dispositif de répartition initiale adopté dans le contexte d'une information imparfaite. De plus, et à supposer même que l'administration ait disposé d'une information parfaite lors du commencement du marché, ce fonctionnement peut faire apparaître la nécessité de mettre à jour les fonctions initialement utilisées, et de modifier en conséquence la répartition des permis. En effet, l'arrivée de nouveaux venus dans le marché et le progrès technologique - facteurs associés à l'évolution d'un marché après sa conception - sont de nature à y changer la répartition des coûts de contrôle.

Le fonctionnement d'un marché de pollution révèle donc a posteriori des données dont l'administration ne peut s'abstenir de tenir compte (rectification ou actualisation des fonctions initiales). Le cas échéant, la sauvegarde des objectifs politiques de l'instrument imposera des *mesures subséquentes de conception administrative*, c'est-à-dire des révisions du dispositif initialement adopté. La pertinence de telles mesures s'est déjà manifestée relativement à la problématique de l'étendue géographique des marchés de pollution (chapitre III, 5.2.3.1 in fine). L'on traite à présent d'une problématique différente, celle du commencement du marché, à laquelle s'associe la distribution initiale des permis (*ibid.*, 7.2.2). Dans ce contexte, toute mesure subséquente de conception administrative signifie que l'administration révisera son dispositif de répartition lorsque le fonctionnement du marché révèle qu'il est générateur de monopoles (en raison d'erreurs d'information ou de modifications des circonstances). La mise en oeuvre concrète d'une telle révision suppose que l'administration intervienne dans le marché pour redistribuer les permis à de nouveaux allocataires. Dans l'hypothèse d'un monopole ou d'un cartel, il s'agira des sources qui ne bénéficient pas d'une telle position. Dans l'hypothèse d'une manoeuvre d'exclusion du marché de la production, il s'agira des sources nouvelles auxquelles les sources existantes refusent la vente de permis (*supra*). Diverses possibilités sont ouvertes à l'administration pour procéder à cette redistribution: elle peut racheter les permis en circulation, les retirer du marché ou les dévaluer pour les redistribuer à concurrence de leur valeur différentielle. Ces mesures seront étudiées plus en détail à l'occasion de l'examen des responsabilités de l'administration (*infra*, section 2). Celle-ci peut également constituer une réserve de permis non distribués lors du commencement du

marché, mais affectés à une éventuelle politique d'élimination des monopoles ou d'élargissement du marché⁶⁰.

2) Ainsi qu'on l'a vu précédemment, *les règles de protection de l'environnement pénalisant les transferts entre sources distantes* peuvent également faire émerger des monopoles. Il s'agit à présent de se demander si l'administration serait justifiée à prévenir ces "monopoles institutionnels"⁶¹ en s'abstenant d'édicter de telles règles, ou à les éliminer en levant les règles qui les provoquent. Dans l'hypothèse précédente, les échanges de droits de pollution ont été présentés comme des causes de monopoles. Il a cependant fallu les maintenir en raison de leur caractère essentiel, la solution consistant alors à organiser leurs préconditions (mesures de répartition initiales ou subséquentes des permis) de manière à éviter qu'ils ne débouchent sur des monopoles. Les règles de protection de l'environnement représentent également un problème en tant que causes de monopoles; elles ne semblent toutefois pas moins essentielles en raison de la thèse de la priorité de l'objectif écologique des marchés de pollution, et particulièrement de l'importance du respect du principe d'uniformité géographique⁶². Aussi ces règles posent-elles une question de conflits d'objectifs lorsqu'elles génèrent des monopoles, ceux-ci relativisant l'efficacité économique des marchés de pollution (augmentation du prix des permis, supra). La thèse qui précède pourrait être proposée pour résoudre de tels conflits d'objectifs, ce qui se traduira concrètement par le maintien des règles environnementales même lorsqu'elles provoquent cet effet problématique.

Il importe toutefois de rappeler que l'utilisation d'un marché de pollution n'a guère de sens s'il ne présente pas de supériorité en termes d'efficacité économique par rapport à d'autres instruments⁶³. *L'on peut admettre que l'objectif écologique d'un tel marché modalise l'application du principe d'efficacité économique, mais non pas qu'il aboutisse à*

⁶⁰ A propos des réserves de l'administration, voy. PEETERS, 1992, p.85; TAYLOR, 1992, p.134.

⁶¹ Voy. supra, note 45.

⁶² Voy. supra, chap.III, note 130 et section 5.2.2.3.

⁶³ Voy. supra, chap.III, 3.2, à propos de cet objectif essentiel des marchés de pollution et supra, note 1, à propos des tempéraments qu'il admet.

anéantir tout avantage de l'instrument de ce point de vue. Tel ne serait heureusement pas le cas dans les monopoles institutionnels du type décrit, car les vendeurs de permis ne pourraient en aucune manière y faire monter les prix à leur guise (inefficience). Dans les marchés à permis multiples, de telles augmentations connaissent en effet une limitation naturelle. Les sources proches, vendeuses de permis, bénéficient certes d'une position favorable en raison des variations de valeur qui assortissent les transferts entre sources distantes (*offset ratios*): pour éviter ces variations, tout acheteur préférera s'adresser à une source proche, ce qui permet à cette dernière d'écarter la concurrence des sources distantes. La possibilité d'augmenter le prix de vente dans une telle situation n'est malgré tout pas illimitée: si l'augmentation du prix est supérieure à la pénalité représentée par l'*offset ratio*, l'acheteur s'adressera plutôt à une source distante (en assumant la charge de l'*offset ratio*). L'existence d'*offset ratios* représente donc certaines limites pour la concurrence, en donnant aux sources proches l'opportunité d'exercer des pouvoirs de monopole. Ces pouvoirs ne sont toutefois pas dépourvus de limites, et ne représentent qu'une inefficience relative (augmentation du prix). C'est la raison pour laquelle la hiérarchie des objectifs qui vient d'être présentée (priorité de l'objectif écologique n'autorisant pas la suppression des avantages économiques mais y admettant toutefois des tempéraments) suppose que les règles pénalisant les transferts entre sources distantes soient maintenues, même lorsqu'elles sont porteuses d'une telle inefficience.

3) Une solution spécifique au *problème des cartels de vendeurs* mérite également d'être envisagée. Ceux-ci ont été définis plus haut comme des ententes de titulaires de permis, qui se concertent sur une stratégie de vente leur permettant de faire monter les prix ou d'exclure leurs concurrents du marché de la production⁶⁴. Dans la mesure où ces cartels compromettent l'efficacité économique des marchés de pollution et la croissance des régions où ils se situent⁶⁵, l'administration devrait empêcher leur formation, ce qu'elle pourrait effectivement faire au moment de la distribution initiale des permis⁶⁶. Il lui faudrait alors

⁶⁴ Voy. la note 27 et le début de la présente section.

⁶⁵ *Id.*

⁶⁶ Un calcul de la répartition initiale a par ailleurs été envisagé pour prévenir les monopoles dus à une erreur spécifique de répartition (information imparfaite, *supra*, 1)) et sera envisagé plus loin pour prévenir les monopsones provoqués par une erreur similaire (*infra*, 2.2.3,1)).

tenir compte de la littérature relative à la formation des cartels. Celle-ci enseigne généralement qu'ils se constituent plus facilement entre un nombre restreint de grosses entreprises qu'entre un nombre élevé de petites entreprises⁶⁷, en raison d'un calcul de coûts de transaction⁶⁸. Il importera dès lors d'attribuer les permis à un nombre d'acteurs relativement élevé⁶⁹. Par ailleurs, il faudra éviter de privilégier les plus gros pollueurs du marché, ce sans quoi ils pourraient concentrer la plupart des crédits entre leurs mains. C'est la raison pour laquelle les techniques du *grandfathering* et de la répartition en fonction des normes d'émission antérieures semblent peu souhaitables dans les marchés qui comptent quelques gros pollueurs. En effet, les permis sont alors attribués conformément à la répartition antérieure des émissions effectives ou autorisées (supra, chapitre III, 7.2.2), ce qui privilégie nécessairement ces gros pollueurs⁷⁰ et les met en mesure de constituer des cartels⁷¹.

4) Parmi les autres solutions que la littérature propose face au problème des monopoles et des cartels, l'on peut encore signaler:

- . un système de limitation des prix des permis⁷²;
- . des obligations d'utilisation effective des permis détenus⁷³ et

⁶⁷ GRUBB et SEBENIUS, 1992, relèvent l'importance de "l'identité" et de "la nature des participants au marché" (p.201). Ils signalent ensuite que le risque d'arrangements collusoires et de pratiques concertées existe sur tous les marchés, mais que "plus les participants seront nombreux et divers, plus il sera probablement difficile de former et de maintenir des ententes" (p.202).

⁶⁸ "(...) *the transaction costs associated with forming a cartel with a large number of small sources are significantly greater than those for forming one with a small number of large sources (...)*" (TIETENBERG, 1985, pp.136-137).

⁶⁹ "C'est également un motif de plus pour que les gouvernements procèdent à l'allocation directe ou par adjudication d'une partie ou de la totalité de leurs permis *en faveur d'un grand nombre d'acteurs* qui effectueraient ensuite des transactions sur un vaste marché" (GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.202. C'est moi qui souligne).

⁷⁰ A propos du risque que représente en ce sens la transition d'un système de permis vers un système de permis transférables, voy. supra, chap.III, note 367.

⁷¹ TIETENBERG, 1985, p.136.

⁷² GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.202.

⁷³ *Id*; TIETENBERG, 1985, p.141.

. des "règles directement destinées à interdire les ententes sur les prix et les pratiques concertées"⁷⁴.

2.2.3. Les monopsones⁷⁵

Les monopsones représentent une situation inverse à la précédente, dans la mesure où la demande de permis y est inférieure à leur offre. Ceci se répercute essentiellement sur le prix des permis: alors que les situations de monopole et les cartels permettent à leurs bénéficiaires de le faire monter (supra), l'acheteur unique d'un monopsonne est en mesure de le faire chuter⁷⁶. La "manipulation du prix des permis"⁷⁷ à laquelle il peut alors se livrer répond donc à son intérêt particulier, mais compromet deux dimensions d'intérêt général: l'innovation en matière de technologies de contrôle (politique environnementale) et le caractère attractif du marché de pollution (supra, chapitre III, 3.3)⁷⁸.

⁷⁴ GRUBB et SEBENIUS, 1992, p.202.

⁷⁵ Un monopsonne est un "marché caractérisé par la présence d'un acheteur et d'une multitude de vendeurs" (dictionnaire LAROUSSE).

⁷⁶ Dans un monopsonne, l'acheteur unique "cherchera à acheter trop peu de permis par rapport à la solution efficiente, afin d'en faire chuter le prix" (MORCH VON DER FEHR, 1993, p.129). Voy. également NOLL, 1982, p.123 ("*... in order to force the price of permits down*").

⁷⁷ TIETENBERG, 1985, pp.126, 136-137.

⁷⁸ Les monopsones compromettent-ils de surcroît *l'efficience économique* (comme dimension d'intérêt général) des marchés de pollution ? Selon NOLL, 1982, la firme *price-setting* (l'acheteur unique) ne peut s'assurer du maintien du prix de monopsonne (associé à une demande réduite) qu'en procédant à des prestations de contrôle excessives eu égard à la minimisation des coûts de contrôle dans le marché. "*The potential inefficiency of a monopsonist is that it will systematically understate its demand in order to force the price of permits down. This is achieved by engaging in excessive abatement (...)*" (p.123, c'est moi qui souligne). Si ce facteur d'inefficience est donc présent dans les monopsones, il se limite, ainsi que le montre la citation, à la situation particulière de la firme *price-setting*. Voy. dans le même sens MISIOLEK et ELDER, 1989, p.158. Les autres firmes, quant à elles, n'enregistrent guère de coûts de contrôle puisqu'elles possèdent par définition (excès de l'offre par rapport à la demande) plus de permis qu'elles n'en ont besoin. Leur situation est même plus favorable que dans un marché concurrentiel. Voy. sur ce point les études comparatives de R.Hahn et R.Noll, citées in TIETENBERG, 1985, pp.135-136: programmes de limitation des émissions de dioxyde de soufre et de sulfate à Los Angeles. Pour la firme

C'est parce que le prix des permis est amené à chuter dans les monopsones que ceux-ci problématissent l'innovation technologique et le caractère attractif des marchés de pollution. Ceci permet d'emblée de caractériser le niveau optimal de ce prix eu égard aux trois objectifs des marchés de pollution: *s'il doit être suffisamment bas que pour répondre au critère d'efficience économique* (voy. supra, la section 3.2 du chapitre III et le début de la section 2.2.2 du présent chapitre), *il doit en tout état de cause rester positif pour inciter l'innovation technologique et la participation au marché*. Il s'agit à présent de démontrer cette dernière affirmation.

C'est dans la mesure où les droits de pollution ont une valeur économique que leurs titulaires sont incités à *développer des technologies de contrôle alternatives*, leur permettant à long terme de réduire leurs émissions à coût moindre. Du côté des sources existantes⁷⁹, ces efforts de réduction d'émissions s'assortissent en effet de la détention d'un crédit susceptible d'être vendu. Cette détention peut résulter de la non-utilisation de droits qu'elles possèdent déjà⁸⁰ ou de la génération de droits nouveaux qui sanctionnerait leurs réductions

price-setting, l'inefficience due à ses prestations de contrôle excessives est par ailleurs compensée par la chute du prix des permis (NOLL, 1982, p.123: "(...) *excessive abatement, the extra costs of which are made up in the effects of pushing down permit prices*"). L'efficience économique globale (minimisation de la somme des coûts de contrôle et du prix des permis) n'est donc certainement pas compromise par l'existence d'un monopsonne. Une situation similaire (l'articulation d'une demande artificiellement basse de permis) peut même être recherchée par une firme du marché (*price-setter*) ou par une coalition de firmes (supra, note 19) à l'occasion d'une vente publique des droits par l'administration au moment du commencement du marché (voy. supra, section 2.1.1.). L'on peut donc conclure que les monopsones ne représentent aucun problème eu égard au critère d'efficience économique (envisagé du point de vue particulier de l'acheteur unique tant que du point de vue général de l'ensemble des pollueurs du marché). Ils compromettent cependant deux autres valeurs d'intérêt général: le caractère attractif du marché et la lutte contre la pollution. Comme l'on a avancé la thèse de la priorité de cette dernière valeur sur celle de l'efficience économique, il s'impose à l'administration de lutter contre les monopsones.

⁷⁹ L'on entend ici par source existante toute source située dans le marché au moment où elle réduit ses émissions de manière à créer un droit (système de création des ERC dans le programme d'*Emissions trading*, infra, note 81) ou dans l'idée de ne pas utiliser un droit dont elle est déjà en possession. Comp. note 82.

⁸⁰ En conséquence de la distribution initiale (supra, chap.III, 7.2) ou d'efforts de réduction supplémentaires antérieurs.

supplémentaires⁸¹. L'incitation au développement technologique existe alors aussi du côté des sources nouvelles⁸², dans la mesure où toute réduction d'émission leur permet de faire l'économie d'un achat de droits (qui s'imposerait si leur installation aboutissait au dépassement du standard à défaut pour les sources existantes de réduire leurs émissions et de se défaire de leurs droits)⁸³. Il va maintenant de soi que ces deux effets d'incitation seraient anéantis si les droits de pollution n'avaient pas de prix positif, problème qui se pose par

⁸¹ A propos du *commencement du marché*, l'on a étudié plus haut l'hypothèse d'une politique de transition hybride: il incombait alors aux pollueurs de prendre des initiatives de réduction d'émissions excédentaires par rapport aux normes antérieures (qui étaient maintenues), et à l'administration de sanctionner ces initiatives en reconnaissant à leurs auteurs la détention de crédits négociables (supra, chap.III, 7.2.1). Le programme d'*Emissions trading* repose sur ce procédé particulier d'allocation initiale des permis (et non sur leur vente publique ou leur distribution gratuite, qui sont pratiqués en cas de substitution du marché à la réglementation antérieure, *ibid.*, 7.2.2). Il faut maintenant ajouter que ce procédé d'initiative et de sanction n'est pas seulement un mode d'allocation initiale utilisé lors du commencement du marché, mais qu'il est également applicable *lors de son fonctionnement*, c'est-à-dire postérieurement à la répartition initiale et en prenant celle-ci comme critère: "(...) *the system is designed to provide firm baselines so that reductions below allocations can be quantified and enforced*" (HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.53, c'est moi qui souligne). L'on pourrait concevoir que les "allocations" en question, celles qui servent de base pour le calcul des crédits générés lors du fonctionnement du marché, ne résultent pas seulement de la procédure d'allocation initiale du programme d'*Emissions trading* (initiative et sanction), mais aussi des autres types de procédure possibles (vente publique ou distribution gratuite).

⁸² L'on entend ici par source nouvelle toute source souhaitant s'installer dans le marché (ou s'y élargir) et réduisant ses émissions dans cette perspective. Au moment de la réduction, la source n'est donc pas encore située dans le marché.

⁸³ Voy. STEWART et KRIER, 1978, p.595: "*Won't the fact that new sources have to pay for emission rights give them an incentive to develop and adopt rigorous controls (...)*". Ces auteurs considèrent pour ce motif que les marchés de pollution ont un avantage par rapport au modèle de commande et contrôle en ce qui concerne la mise en oeuvre de la politique d'*offset* (telle que l'organisait la réglementation de 1976). Dans ce modèle, l'obtention de crédits résulte en effet d'une décision publique contraignant une source existante à réduire ses émissions. Dans les marchés de pollution par contre, l'obtention de crédits résulte par définition d'une transaction privée entre la source nouvelle et la source existante, la première payant à la seconde le prix des droits qu'elle lui achète (STEWART et KRIER, 1978, pp.593-594). C'est précisément pour cette raison qu'existe alors un incitant à l'innovation technologique, puisqu'aucun prix ne doit être payé par la source nouvelle qui réduit ses émissions avant d'entrer dans le marché. Si par contre aucun prix n'est à payer à la base (simple décision administrative), l'on ne peut parler d'une "économie" de l'achat de droits.

définition dans les monopsones⁸⁴. Par ailleurs, le marché ne serait guère *attractif* pour les pollueurs en pareille hypothèse: si les permis n'avaient pas de valeur économique, ils ne seraient pas incités à en vendre ni à en acheter⁸⁵, c'est-à-dire à participer au marché.

L'examen des causes des monopsones peut tout d'abord les attribuer aux *échanges de droits de pollution* eux-mêmes, tout comme dans le cas des monopoles et des cartels (supra, 2.2.3). La possibilité d'échanges représente une condition nécessaire pour l'émergence de monopsones, dans la mesure où ceux-ci correspondent à une configuration particulière de l'offre et de la demande, et du fait qu'il n'y aurait ni offre ni demande en l'absence d'une telle possibilité. Ensuite, l'insuffisance de la demande de permis caractérisant les monopsones peut trouver son origine dans les *règles de protection de l'environnement* imposant des prestations de contrôle minimales à leurs destinataires. A concurrence du minimum fixé, ceux-ci sont alors obligés de réduire effectivement leurs émissions, ce qui prive d'utilité tout achat de permis⁸⁶. Dans une mesure déterminée, le contrôle effectif des émissions devient obligatoire, ce qui signifie que ces règles suppriment l'option pour le maintien des émissions présupposant l'acquisition de permis. Les standards technologiques du *Clean Air Act* décrits plus haut (chapitre I, 2.3) peuvent être considérés comme des règles de ce type. Ayant de la sorte identifié ces origines possibles de monopsones, l'on peut tenter de spécifier des interventions administratives susceptibles de les prévenir ou de les écarter, en gardant à l'oeil ces deux éléments essentiels des marchés de pollution que sont les échanges de droits et leur objectif écologique.

1) S'il n'existait aucun risque de monopsonie à défaut d'*échanges de droits*, la solution ne consiste assurément pas à les éliminer, car ceci équivaldrait à instaurer un système de charges d'émission, c'est-à-dire à renoncer à l'instrument du marché (supra, 2.2.2,1)). De plus,

⁸⁴ LADEUR, 1987, pp.9-11; NOLL, 1991, p.79; ROBERTS, 1982, p.1026.

⁸⁵ TRIPP et DUDEK, 1989, p.376: "(...) *the resource problem must be defined so that the tradeable rights have economic value and that incentives to buy and sell exist*".

⁸⁶ Voy. TIETENBERG, 1985, p.143 ("*minimum control thresholds*" dans le programme d'*Emissions trading*): "*Sources which would purchase more permits in the absence of these regulations are forced to control more themselves. Fewer permits purchases mean a thinner market on the demand side*".

le dispositif d'une gestion des échanges soucieuse d'écarter les situations de monopole (*id.*) est transposable à l'hypothèse des monopsones, ce qu'il s'agit à présent de montrer.

Le libre jeu du marché risque de générer un monopsonne lorsqu'est commise, au moment du commencement du marché, une erreur de répartition spécifique, consistant à attribuer proportionnellement plus de responsabilités de contrôle (moins de permis) à une source dont les coûts de contrôle sont élevés qu'aux autres sources du marché, enregistrant pourtant des coûts moindres. Cet écart par rapport à la répartition optimale des permis⁸⁷ peut générer une situation inverse à la précédente, et mettre la première source en position de monopsonne: le pouvoir de marché se situerait alors du côté de l'achat des permis, la plupart des firmes cherchant à vendre leurs crédits excédentaires⁸⁸. L'acheteur unique (*price-setter*) pourrait ainsi manipuler le prix⁸⁹ dans le sens de la baisse. Le point de vue de la *prévention* des monopsones recommande donc à l'administration de chercher à éviter l'erreur de répartition qui vient d'être décrite. L'on admet par définition que l'administration ne dispose pas, *lors du commencement du marché*, d'une information parfaite sur les coûts de contrôle. A l'aide de la collaboration des pollueurs (équilibre de la charge d'information, supra, 2.2.2.1)), elle pourrait néanmoins établir des fonctions de coûts de réduction lui donnant une image générale de la répartition des coûts dans le marché. Ceci lui permettrait de faire des pronostics sur l'offre et la demande de permis (*id.*), et d'éviter à tout le moins d'attribuer les charges de contrôle les plus lourdes à la firme pour laquelle elles sont les plus coûteuses.

Ce n'est toutefois que *lors du fonctionnement du marché* qu'apparaît la véritable répartition des coûts, en raison du postulat de l'information imparfaite et/ou de modifications des données initiales. A ce titre, l'on peut signaler le progrès technologique (diminution des coûts de contrôle pour la plupart des firmes du marché, rendant pour elles superflue la

⁸⁷ Voy. supra, note 52.

⁸⁸ "When the baseline control responsibility (...) is above [the cost-effective allocation], the price-setter can exercise power on the buying side of the market" (TIETENBERG, 1985, p.134. Comp. supra, note 53).

⁸⁹ "(...) the ability of any one source to affect permit prices is a function of its net demand for (...) credits (determined by the baseline control responsibility)" (TIETENBERG, 1985, p.134).

détention de droits, donc leur demande) ou le ralentissement de la croissance (diminution de l'activité économique supprimant certains postes de coûts de contrôle et réduisant en conséquence la demande de permis)⁹⁰. Des *mesures subséquentes de conception administrative* corrigeant la répartition initiale des permis de manière à en étoffer la demande (moins de responsabilités de contrôle à la firme *price-setting* et plus de responsabilités aux autres) peuvent alors être envisagées. La mise en oeuvre concrète d'une telle stratégie pourrait s'appuyer sur des interventions administratives de retrait ou de dévaluation des permis excédentaires détenus par la plupart des firmes du marché (comp. supra, 2.2.2,1) in fine).

2) *Les règles de protection de l'environnement imposant des prestations de contrôle minimales à leurs destinataires* peuvent être considérées comme une origine possible de monopsones. Les permis n'auraient alors pas de prix positif et le marché ne serait guère attractif (supra)⁹¹. La thèse de la priorité de l'objectif écologique des marchés de pollution recommande pourtant le maintien de ces règles. Il serait en effet paradoxal d'y renoncer pour qu'un marché fonctionne bien, puisque la protection de l'environnement est en définitive l'objectif principal d'un tel instrument⁹². Il importe toutefois de rappeler que l'utilisation

⁹⁰ A l'inverse de l'arrivée de nouveaux venus, quant à elle génératrice de monopoles (supra, 2.1.2.2,1) in fine). Pour le problème du ralentissement de la croissance, voy. plus particulièrement infra, 2.2.3,3).

⁹¹ On pourrait dire de surcroît que l'incitation à l'innovation technologique disparaîtrait pour la même raison. A vrai dire, l'innovation technologique ne serait pas compromise puisque les règles en question la prescrivent (et ne se limitent plus à l'inciter) directement ou indirectement, en imposant des émissions limitées (voy. sur ce point supra, chap.I, 2.3 in fine).

⁹² A moins que l'on ne distingue l'objectif environnemental des marchés de pollution de celui des règles en question: alors que les marchés de pollution ne font qu'*inciter* l'innovation technologique, ces règles la *prescrivent* de manière obligatoire (voy. supra, l'exemple des standards technologiques du *Clean Air Act*). Le passage d'une politique de prescription à une politique d'incitation pourrait donc justifier la suppression de ces règles et l'instauration d'un marché. Ainsi qu'on va le voir tout de suite, le maintien d'une politique de prescription n'est toutefois pas de nature à compromettre toute politique d'incitation: même lorsqu'existent des règles prescrivant des limitations d'émission obligatoires, le fonctionnement d'un marché de pollution ne débouche pas nécessairement sur un monopsonne représentatif de son échec, et il s'agirait même plutôt d'un cas d'école. Le point de vue de la protection de l'environnement recommande donc de ne pas présenter la prescription et l'incitation comme les deux branches d'une alternative, mais de compléter dans la mesure du possible la première par la seconde. Dans le présent contexte, les règles de protection de l'environnement prescrivant des

d'un marché de pollution n'aurait guère de sens s'il n'était pas attractif pour ses participants potentiels⁹³. *Si l'on peut admettre que le maintien de règles du type décrit relativise l'attrait du marché (priorité de son objectif écologique), l'on ne peut en tout cas pas aller jusqu'à le compromettre totalement pour cette raison.* Tel ne serait heureusement pas le cas dans la présente hypothèse, ce qu'il s'agit à présent de montrer. Premièrement, il est peu probable que l'imposition de contrôles minimaux s'assortisse d'une diminution significative du prix des permis. Pour chaque source, la demande de permis s'amenuise certes de ce fait⁹⁴, mais elle ne disparaît pas pour autant⁹⁵. Cette réduction quantitative de la demande pourrait faire chuter les prix si l'offre restait constante, mais l'on peut concevoir qu'elle s'amenuise elle aussi face à un tel phénomène. Le niveau du prix resterait inchangé dans cette mesure. Deuxièmement, le monopsonne proprement dit (un seul acheteur⁹⁶) ne représente à vrai dire qu'un cas d'école en présence de règles imposant des prestations de contrôle minimales. Il faudrait alors que ces règles s'appliquent à l'ensemble des firmes du marché sauf une, qui serait alors le seul acheteur du marché⁹⁷, en supposant de surcroît que les autres cessent d'être demandeuses⁹⁸. Si ces deux conditions étaient réunies, l'on serait effectivement en

réductions minimales à leurs destinataires se maintiendraient alors à côté des marchés de pollution.

⁹³ Voy. supra, chap.III, 3.3, à propos de cet objectif essentiel des marchés de pollution. Selon la thèse de M.Peeters, il faut renoncer aux marchés de pollution lorsque l'objectif environnemental poursuivi compromet leur attrait pour les pollueurs (supra, note 1). L'on précise ici qu'un marché de pollution peut être maintenu dans la mesure où son attrait est simplement relativisé par son objectif environnemental. Cette idée a déjà été développée concernant l'efficacité économique des marchés de pollution (*id.* et supra, 2.2.2.2)).

⁹⁴ "By setting lower limits on the amount of the control responsibility that can be met with emission reduction credits, [the minimum control thresholds] reduce the net demand for permits" (TIETENBERG, 1985, p.143).

⁹⁵ "All new or modified sources must still secure permits to offset any increase in emissions" (*id.*).

⁹⁶ Supra, note 75.

⁹⁷ N'étant pas soumise aux réductions obligatoires, cette firme serait la seule à pouvoir polluer, donc la seule pour laquelle l'achat de permis serait utile.

⁹⁸ Comme on vient de le voir, cette situation ne risque pas de se produire, l'achat de permis restant utile même pour les firmes sujettes à des réductions obligatoires (voy. la note 95).

présence d'un monopsonne, où l'acheteur unique serait en mesure de faire chuter le prix. Le caractère hautement improbable d'une telle situation se déduit toutefois des considérations qui précèdent: les règles en cause ne réduisent pas le nombre des acheteurs, mais simplement le nombre de permis moyen qu'achète chaque source⁹⁹.

3) Comme on l'a signalé plus haut (supra, 1)), des monopsones peuvent apparaître postérieurement à la conception initiale d'un marché pour des raisons de conjoncture économique. Un *ralentissement de la croissance* pourrait ainsi déboucher sur une diminution de la demande globale de permis (nombre moyen de permis achetés par chaque source) ou du nombre d'acheteurs (si ce nombre se réduisait à un, l'on serait en présence d'un monopsonne). Ces deux phénomènes se traduiraient par la chute du prix des permis, parce que le maintien de ce prix suppose que la demande excède l'offre en termes quantitatifs¹⁰⁰ et en tout cas qu'il n'y ait pas qu'un seul acheteur. Une solution spécifique au premier problème - celui d'une diminution du nombre de permis demandés - pourrait consister à renforcer la rigueur du standard d'émission régional, car ceci permettrait de réduire l'offre de permis pour l'adapter à la nouvelle demande¹⁰¹. Des limitations d'émission accrues s'imposeraient en effet aux sources de la région concernée¹⁰²: de ce fait, leurs limitations "excédentaires"

⁹⁹ "By design, the minimum control thresholds do not reduce the number of purchasers, merely the average number of permits purchased by each source (...). Because they do not create a circumstance where the number of purchasers is reduced, the minimum treatment standards do not necessarily reduce the competitiveness of the market very much" (TIETENBERG, 1985, p.143).

¹⁰⁰ STEWART, 1988b, p.104; TRIPP et DUDEK, 1989, p.376. Ceci ne pose pas de problème en cas de pression pour la croissance économique. Voy. à ce propos TIETENBERG, 1985, p.34 (concept d'*offset* dans le programme d'*Emissions trading*); DWYER, 1992, p.48 (administration du programme d'*Emissions trading* en Californie, dans le *South Coast Air Quality Management District (SCAQMD)* incluant le bassin de Los Angeles); TRIPP et DUDEK, 1989, p.376: droits de développement transférables (*Transferable Development Rights* ou *TDR*) dans les programmes de contrôle de l'utilisation du sol.

¹⁰¹ Il ne semble pas que ceci permette de résoudre le second problème - celui de la présence d'un seul acheteur -, parce que dans ce cas, même si l'offre est inférieure à la demande, il reste en mesure de faire chuter le prix (absence de concurrence du côté de la demande).

¹⁰² L'on suppose qu'une nouvelle distribution de permis (mesure subséquente de conception administrative) ait été réalisée entretemps, en fonction du nouveau standard. Si les

cesseraient de l'être et ne leur donneraient plus la possibilité de vendre des crédits¹⁰³. Le prix des crédits qu'elles pourraient alors vendre (en supposant des limitations plus poussées) se maintiendrait néanmoins du fait de la raréfaction de l'offre.

La réduction du standard global va bien entendu dans le sens des objectifs que recherche naturellement la politique environnementale. Il n'existe toutefois pas de dilemme entre la croissance économique et la politique environnementale telle qu'elle est conçue dans les marchés de pollution. Ainsi, l'on ne pourrait pas dire que cette politique ne peut être appliquée correctement qu'en cas de ralentissement conjoncturel de la croissance, ou en imposant à cette dernière des limitations délibérées. Dans les marchés de pollution, la croissance se conçoit en effet indépendamment de toute modification du standard régional. En d'autres termes, elle n'exige aucune atteinte aux objectifs de la politique environnementale: même si elle s'accélère, le niveau maximum d'émissions fixé au départ reste constant. C'est la raison pour laquelle toute accélération de la croissance (arrivée de nouveaux venus, demandeurs sur le marché de pollution) se traduit par une augmentation du prix des permis, en raison de leur rareté¹⁰⁴.

A la différence des marchés de pollution, les modèles de commande et contrôle reposant sur la prescription administrative de limitations d'émission individualisées (supra,

permis sont à long terme ou à durée indéterminée, une telle mesure peut s'appuyer sur le rachat, le retrait ou la dévaluation des droits en circulation (question des responsabilités de l'administration, supra, section 1 in fine). Pour les permis de court terme, l'administration peut se contenter d'attendre leur échéance pour ne plus les remettre en circulation par la suite (voy. supra, chap.III, 6.3.1.1).

¹⁰³ Voy. le procédé de génération de droits nouveaux postérieurement à la distribution initiale et sur initiative des pollueurs dans le programme d'*Emissions trading*, supra, note 81. Dans les programmes ne prévoyant pas cette possibilité, une diminution de l'offre est également concevable: en conséquence de la redistribution des permis conformément au nouveau standard, chaque source disposerait d'une quantité réduite de permis; elle aurait alors besoin de la plupart de ces permis pour son activité de production et n'en offrirait plus en vente qu'une part réduite.

¹⁰⁴ "In a permit market if the number of sources were to grow, the demand for permits would shift to the right. Given a fixed supply of permits the price would rise (...), but the amount of emissions (or pollution concentrations in the case of the ambient system) would remain the same" (TIETENBERG, 1985, p.34, c'est moi qui souligne).

chapitre III, 1.2.1) impliquent un dilemme entre le maintien de la politique environnementale (standard global) et la croissance économique. L'accélération de la croissance suppose alors que l'administration impose des contrôles plus stricts aux sources existantes, afin que l'on puisse admettre des émissions du côté des sources nouvelles tout en restant dans les limites du standard global¹⁰⁵. Si l'on considère comme Tietenberg¹⁰⁶ que de telles prescriptions de restriction sont inacceptables pour les sources existantes et donc politiquement irréalisables, la seule issue est de renoncer à la croissance: en l'absence de restrictions pour les sources existantes, il est impossible de mettre des crédits à la disposition de sources nouvelles. Du fait même, celles-ci se voient dans l'impossibilité d'entrer en activité dans la région où s'applique le standard¹⁰⁷. Ce dilemme se traduisant par un frein de la croissance (en raison du maintien du standard) n'existe par contre pas dans les marchés de pollution. En effet, les restrictions d'émission du côté des sources existantes deviennent politiquement envisageables car elles s'assortissent pour elles d'un avantage financier, celui de la vente de permis dont l'existence d'une demande garantit le prix positif. L'intensification des activités industrielles devient alors possible, parce que les sources nouvelles peuvent acquérir des permis même si le standard de base est maintenu. La politique environnementale telle qu'elle est conçue dans les marchés de pollution est donc compatible avec la dynamique de la croissance économique.

Lorsque la croissance économique s'amenuise, un renforcement de la sévérité du standard peut s'imposer, ainsi qu'on vient de l'avancer, pour garantir le maintien des prix. Ceci conforte naturellement toute politique environnementale, mais l'on ne peut pas dire à l'inverse que cette politique environnementale impose un ralentissement de la croissance, comme c'est le cas dans les systèmes de commande et contrôle. Le renforcement du standard pour remédier au problème de prix que pose le ralentissement de la croissance ne fait

¹⁰⁵ Il s'agit là d'une possibilité de mise en oeuvre de la politique d'*offset* (visant à ne pas empêcher la croissance dans les zones non conformes). Voy. à ce propos STEWART et KRIER, 1978, p.593 et supra, chap.II, 4.6.

¹⁰⁶ TIETENBERG, 1985, p.34.

¹⁰⁷ A propos de l'impasse face à laquelle se sont trouvées les autorités responsables de l'environnement lorsque fut introduite la politique d'*offset*, Tietenberg rapporte que celles-ci "*were forced into a situation where they had to either stop growth or decide on new, more stringent control responsibility assignments for existing sources*" (*id.*, c'est moi qui souligne).

d'ailleurs pas obstacle à une reprise ultérieure de cette croissance: l'on assisterait alors simplement à une hausse du prix des permis.

2.3. La participation d'autres partenaires

Les échanges de droits entre les pollueurs peuvent faire apparaître des phénomènes d'exclusivité et de manipulation des prix à la hausse ou à la baisse (monopoles, cartels et monopsones). D'autres phénomènes de marché peuvent se manifester à l'occasion de la participation de partenaires d'une autre nature, ne possédant pas l'intention d'utiliser les droits qu'ils peuvent alors acquérir (supra, chapitre III, 5.3.1): les associations de protection de l'environnement, le gouvernement (action d'intérêt public), les individus ou les groupes de propriétaires (représentation d'intérêts privés) et les spéculateurs. En participant au marché, ces partenaires sont en mesure de l'instrumentaliser à d'autres fins que celle d'une allocation optimale des permis¹⁰⁸. Afin de se prononcer sur l'admissibilité des transactions auxquelles ils se livrent dans ce contexte, il faut se demander si les fins qu'ils poursuivent sont compatibles avec les trois objectifs politiques des marchés de pollution (protection de l'environnement, efficience économique et caractère attractif), de même qu'avec leur ordre de priorités (infra, 4.1 in fine).

2.3.1. *Les associations de protection de l'environnement*

Plusieurs auteurs ont envisagé l'hypothèse où des associations de protection de l'environnement accèderaient au marché pour y acheter des droits de pollution, dans l'optique d'empêcher leur utilisation par les pollueurs¹⁰⁹. Prenant place au niveau du fonctionnement du marché, ce phénomène pourrait être interprété comme la prolongation d'un conflit d'objectifs qui n'aura manqué de s'exprimer lors de sa conception, au moment de la définition du standard d'émission régional (supra, chapitre III, 3.1). L'on peut en effet concevoir qu'à cette occasion, un débat concernant la rigueur plus ou moins grande de ce standard se soit

¹⁰⁸ Voy. supra, note 41 (notion de répartition de concurrence) et chap.III, 3.2.

¹⁰⁹ DALES, 1968, pp.95-96; STEWART et KRIER, 1978, p.593; ROBERTS, 1982, pp.1030-1031.

déroulé entre les mandataires politiques soucieux d'améliorer la qualité de l'environnement et les représentants des industries concernées, soucieux d'une politique environnementale plus permissive. Lors du fonctionnement du marché, l'achat de permis par des associations de protection de l'environnement prolongerait ce premier conflit et ce premier arbitrage d'objectifs, mais s'en distinguerait néanmoins à deux points de vue.

Tout d'abord, l'arbitrage d'objectifs sur lequel il déboucherait ferait pencher la balance dans le sens de la finalité écologique de l'institution du marché. Il se solderait en effet de réductions d'émissions supplémentaires par rapport à celles qu'imposerait déjà le standard régional de base. Ensuite, le conflit s'exprimerait et se solutionnerait de manière différente. Au niveau de l'administration, l'on peut imaginer que la rigueur de l'exigence environnementale propre à un marché (celle de son standard d'émission) dépende de la majorité politique. Au niveau du fonctionnement du marché, ce n'est plus cette dernière qui serait déterminante, mais bien les pouvoirs financiers respectifs des parties en présence (firmes polluantes et associations de protection de l'environnement)¹¹⁰. C'est la raison pour laquelle l'issue de ce conflit s'avérerait d'emblée favorable aux pollueurs, car il est probable qu'ils disposent de moyens financiers supérieurs à ceux des associations¹¹¹. Ceci dit, une *intervention administrative* de nature à appuyer l'action de ces associations peut être envisagée dans un tel contexte: une politique publique de réduction du volume de pollution global¹¹² pourrait en effet prendre la forme de subsides leur étant octroyés pour le rachat de droits en circulation (question associée aux responsabilités de l'administration).

2.3.2. *Le gouvernement*

Dans le cadre d'une politique de réduction du standard global postérieurement au commencement du marché, le gouvernement peut décider de *racheter lui-même* les droits en

¹¹⁰ "In this way at least part of the guerilla warfare between conservationists and polluters could be transferred into a civilized 'war with dollars'" (DALES, 1968, p.96).

¹¹¹ BOUCQUEY, 1992, p.16.

¹¹² A propos d'une telle politique, voy. les considérations générales de PEETERS, 1992, p.123 ss.

circulation à concurrence du volume à réduire, et de ne pas passer par l'intermédiaire d'associations de protection de l'environnement (*id.*). Le financement de ces opérations de rachat (tout comme celui des subsides octroyés dans cette idée à des associations) pourrait s'appuyer sur les revenus de la vente publique qui aurait éventuellement été utilisée comme mode de distribution initiale des permis (*supra*, chapitre III, 7.2.2 in fine).

2.3.3. *Les individus ou les groupes de propriétaires*

En participant au marché, les associations de protection de l'environnement poursuivent un objectif d'*intérêt général* correspondant à leur objet social: celui de l'amélioration globale de la qualité de l'environnement par l'intermédiaire d'une réduction du volume total de pollution émissible dans la région concernée. C'est le même objectif que poursuit le gouvernement lorsqu'il rachète des droits en circulation. Comme on l'a vu plus haut, cette valeur d'intérêt public n'épuise toutefois pas la notion de protection de l'environnement telle qu'elle est recherchée par l'utilisation de marchés de pollution. Ceux-ci servent en effet à mettre en oeuvre des standards ambiants (voy. *supra*, chapitre I, 2.2, à propos du *Clean Air Act* et chapitre III, 3.1, de manière générale), et cette mise en oeuvre doit garantir l'application uniforme des seuils de concentration prescrits par ces standards (principe d'uniformité géographique de la mise en oeuvre du *Clean Air Act*, *supra*, chapitre I, 2.2.2.2 et, de manière générale, chapitre III, 5.2.2.3). Le respect d'une telle règle a la particularité de correspondre à des *intérêts privés*, dont il va de soi que la lésion n'est pas exclue par une politique d'amélioration globale ou moyenne de la qualité de l'environnement. Dans les marchés de pollution, ce problème peut prendre la forme de *hot spots*, c'est-à-dire de concentrations de pollution excédant le standard ambiant en leurs localisations spécifiques, mais ne se traduisant pas nécessairement par une détérioration de la qualité moyenne de l'environnement (voy. *supra*, chapitre III, 5.2.3.1). C'est la raison pour laquelle les *hot spots* ne sensibiliseront guère les associations écologistes, qui défendent des valeurs d'intérêt général¹¹³. Ils seront par contre de nature à léser les intérêts privés du ou des citoyens

¹¹³ Dans l'hypothèse d'un contentieux en responsabilité, voy. ROBERTS, 1982, pp.1030-1031: "*Environmental organizations might not support the plaintiff's claim, preferring instead the market that results in cleaner air in most areas and creates incentives for lower emissions and better control technology*" (c'est moi qui souligne). Le gouvernement, quant à lui,

résidant dans leur proximité (atteintes à la santé ou à la valeur de la propriété¹¹⁴). Pour les prévenir, des individus ou des groupes de propriétaires pourraient donc racheter les droits dont l'utilisation risque de les provoquer¹¹⁵. Toutefois, le coût d'opérations de ce genre les rendent en définitive peu probables¹¹⁶.

2.3.4. Les spéculateurs

Par définition, les spéculateurs effectuent "des opérations commerciales" dont ils espèrent "tirer un bénéfice du seul fait de la variation (...) des prix"¹¹⁷. Leur participation à un marché de pollution se soldera donc normalement d'effets sur le prix des permis: les fluctuations de ce prix cesseront alors de refléter le niveau des activités d'émission et de contrôle de la pollution (demande et offre de permis justifiées par ces activités respectives). En dépit de ce phénomène d'"abstraction", les nouveaux prix ne manqueront cependant pas de se répercuter sur ces mêmes activités. Les prestations de contrôle et les niveaux d'émission respectifs des pollueurs du marché sont en effet fonctions des prix des permis et de leurs coûts de contrôle spécifiques (supra, chapitre III, 3.2 in fine). Si l'on s'interroge alors sur les

privilegie par définition l'intérêt général par rapport à l'intérêt particulier. Voy. toutefois infra, note 110: si cet intérêt général est celui de la croissance économique, la thèse de la priorité de l'objectif écologique (et du principe d'uniformité géographique) recommande qu'il s'abstienne de rendre impossible le rachat de droits par des individus ou des groupes de propriétaires.

¹¹⁴ ROBERTS, 1982, p.1028.

¹¹⁵ *Id.*

¹¹⁶ *"In practice, however, this strategy is not likely to be effective. The cost of emission rights could be very high, and hot-spot victims might have to purchase a large number of permits to clean up a neighboring polluter, thus making the overall cost prohibitive" (id.).* L'on peut également redouter une action gouvernementale favorable à la croissance et adverse à de telles initiatives: *"In addition, although economists foresee free entry into the market, local governments might facilitate and even subsidize the purchase of pollution rights by new industries, thereby weakening the ability of hot-spot victims to retire useful permits" (ibid., pp.1028-1029).* En raison de la priorité de l'objectif écologique et du principe d'uniformité géographique, l'administration devrait toutefois *s'abstenir d'octroyer de tels subsides* s'il existe un risque de *hot spot* (importance de la configuration géographique du marché et du polluant qui est émis, supra, chap.III, 5.2.2).

¹¹⁷ Dictionnaire ROBERT.

effets de la spéculation, l'on peut y voir des aspects positifs et des aspects négatifs.

En partant de l'idée que la spéculation autonomise le marché des permis par rapport aux activités "réelles" d'émission et de contrôle, l'on peut considérer qu'elle le met à l'abri des fluctuations conjoncturelles de la croissance économique dans la région du marché. De fait, l'on a vu plus haut que le maintien du prix des permis supposait que leur demande excède leur offre, et que ce présupposé devenait problématique en cas de ralentissement de la croissance (supra, 2.2.3,3)¹¹⁸. L'intervention de spéculateurs sera dès lors bénéfique, dans la mesure où le prix peut ainsi se stabiliser indépendamment de circonstances conjoncturelles de ce genre¹¹⁹. L'incitation à l'innovation technologique et le maintien de l'attrait du marché (en dépit d'une baisse de la croissance) seront sauvegardés du fait même (voy. supra, le début de la section 2.2.3).

L'abstraction des opérations d'achat et de vente (acquisition ou détention de permis sans intention d'utilisation effective) a cependant été critiquée précédemment, dans la mesure où elle caractérisait le comportement de firmes désireuses de se mettre en position de monopole. La montée du prix des permis est un objectif qu'elles peuvent alors poursuivre, se livrant ainsi à de véritables manoeuvres de spéculation: face à ce problème, la sauvegarde de l'efficacité économique du marché de pollution et de la croissance de la région où il se situe (voy. supra, le début de la section 2.2.2) peuvent justifier la prescription d'une utilisation effective des permis acquis ou détenus (supra, 2.2.2,4)).

¹¹⁸ Voy. également la note 100.

¹¹⁹ *"Speculation is a risky business for the speculators, but it does help to 'make a good market', and if enough speculators can be found to play the Rights market they will help to even out temporary price fluctuations and thus help the Board to stabilize the market"* (DALES, 1968, p.96).

3. LE PRIX DES DROITS DE POLLUTION ET LA COMMUNICATION DE LEUR DISPONIBILITE

3.1. Le prix des droits de pollution

C'est lors du fonctionnement du marché que le prix des droits de pollution est amené à se spécifier, dans la mesure où il dépend de leur offre et de leur demande effectives¹²⁰. Eu égard à l'objectif écologique du marché, à son efficience économique et à son attrait, un prix "optimal" peut alors être défini (3.1.1). Le fonctionnement du marché peut toutefois éloigner le prix de cet optimal: des interventions administratives s'imposent alors pour la sauvegarde des trois objectifs signalés (3.1.2). Il importe également que des signaux clairs soient émis concernant le prix (3.1.3).

3.1.1. Le niveau optimal du prix des permis¹²¹

¹²⁰ Ce prix peut toutefois être pronostiqué à l'avance si l'on connaît les fonctions de coûts de réduction respectifs des vendeurs et des acheteurs de permis (supra, chap.III, 5.2.2.4,2)).

¹²¹ *Tous les permis qui circulent dans un même marché n'ont pas nécessairement la même valeur, au sens des caractéristiques de l'activité d'émission qu'ils autorisent (supra, chap.III, le début de la section 6). Ils n'ont donc pas nécessairement le même prix. La diversité de la valeur des permis peut provenir d'une détermination temporelle, celle de leur long terme ou de leur court terme: les permis de long terme seront naturellement plus coûteux que les permis de court terme (PEETERS, 1992, p.77). Cette diversité de valeur peut également s'associer à une détermination spatiale: dans les marchés à permis multiples par exemple, le volume d'émission autorisé varie en fonction du lieu d'utilisation du permis (supra, chap.III, 5.2.2.1,3)), ce qui peut également se répercuter sur son prix. Les développements qui suivent présupposent un ensemble de permis de valeur identique et de prix identique. Il faut néanmoins préciser que l'identité de la valeur des permis ne signifie pas nécessairement que leur prix est identique. Dans les marchés simples du système HAP, tous les permis en circulation ont la même valeur: les émissions autorisées sont calculées en fonction de l'impact d'une unité d'émission sur le site le plus pollué de la région, pour que le standard continue à y être respecté (supra, chap.III, 5.2.2.1,1) et 5.4.2 in fine). Dès lors, il y aura nécessairement moins de permis disponibles pour une activité polluante dotée d'un impact sur ce site et plus de permis disponibles pour une activité dépourvue d'un tel impact. La disponibilité plus ou moins grande des crédits correspond à l'importance quantitative de l'offre qui en est faite: cette offre sera basse à proximité du site pollué, et élevée ailleurs. Le niveau de l'offre se répercutera sur le prix des crédits: "The price for the concentration reduction credit associated with the binding receptor would be positive, while the prices of the credits associated with the other receptors would be zero, reflecting their excess supply" (TIETENBERG, 1985,*

Une théorie du niveau optimal du prix des permis peut être formulée sur la base des considérations qui précèdent: pour répondre au principe d'efficacité économique, ce prix ne peut excéder un certain maximum, mais il ne peut pas non plus tomber au dessous d'un minimum donné; par ailleurs, l'existence d'un prix minimum représente une condition pour le progrès technologique et pour le maintien du caractère attractif du marché. Le principe d'*efficacité économique* recommande que les coûts d'observance du standard environnemental soient minimisés par une répartition adéquate des prestations de contrôle. Pour les firmes dont les coûts de contrôle sont élevés, il importe que le prix des permis soit relativement bas, ce sans quoi elles devraient procéder à des réductions d'émission excédant leurs capacités spécifiques de contrôle (supra, chapitre III, 3.2: le prix d'un permis d'émission doit être inférieur au coût de réduction de l'unité d'émission). D'autre part, les firmes dont les coûts de contrôle sont faibles doivent être incitées à réduire effectivement leurs émissions. Il importe alors qu'existe un prix minimum assortissant la vente de permis (*id.*: le prix de vente du permis d'émission doit être supérieur au coût de contrôle de cette émission). Toute répartition adéquate des prestations de contrôle correspondra donc à un certain niveau de prix, résultant de la formulation d'une demande et d'une offre déterminées de permis (prix d'équilibre¹²²). L'existence d'un prix minimum n'est pas seulement une condition d'efficacité économique (au sens où les firmes dont les coûts de réduction sont les moindres doivent être incitées à réduire effectivement leurs émissions pour vendre des crédits), car le *progrès technologique* en dépend également. Ainsi qu'on l'a montré précédemment, la perspective d'une vente de droits (sources existantes) et celle de l'économie de leur achat (sources nouvelles) encouragent le développement de nouvelles technologies de contrôle, mais il faut pour cela que le prix des droits soit positif (supra, 2.2.3). L'on a également montré plus haut que la valeur économique des permis - donc l'existence d'un certain niveau de prix - conditionnait le *caractère attractif* du marché, c'est-à-dire l'incitation à procéder à des

p.79). "For new sources, this creates an incentive to locate operations away from the initially binding receptor because credits needed to legitimize emissions would be cheaper there" (*ibid.*, p.80).

¹²² "The price of permits would fluctuate with the market, ultimately reaching an equilibrium in which the marginal abatement cost of every firm was the same and equal to the price of a pollution right. Once in place, the market system would theoretically minimize the total cost to emitters of achieving a given level of air quality" (ROBERTS, 1982, p.1026, c'est moi qui souligne).

opérations d'achat et de vente (*id.*).

3.1.2. Les problèmes associés au libre jeu du marché et la nécessité d'interventions administratives

Si le prix des permis dépasse le prix d'équilibre, le marché accusera une inefficience en termes de coûts de contrôle, parce que certaines firmes (demandeurs de permis) devront réduire leurs émissions dans une mesure supérieure à ce que ne le permettent leurs coûts de contrôle spécifiques. D'autres firmes, qui devraient théoriquement vendre des permis dans la mesure où leurs coûts de réduction sont moindres, s'abstiendront par contre de le faire, dans l'idée précisément de faire monter le prix¹²³. Ce problème a déjà été abordé plus haut à l'occasion de l'étude des monopoles et des cartels. En effet, l'on a vu que leur constitution pouvait répondre à une stratégie d'augmentation des prix déployée par les détenteurs de permis (*supra*, le début de la section 2.2.2). Un effet similaire peut se produire du fait de l'intervention de spéculateurs (*supra*, 2.3.4). Les solutions qui ont été respectivement proposées pour résoudre ces problèmes (interventions administratives) peuvent être utilisées dans le contexte d'une politique de prix soucieuse de minimiser les coûts de contrôle (action de limitation du prix).

Si le prix des permis tombait en dessous du prix d'équilibre, le marché perdrait également de son efficience au sens de la minimisation des coûts de contrôle: les firmes pour lesquelles ces coûts sont les plus bas ne seraient pas incitées à réduire effectivement leurs émissions pour pouvoir vendre des permis. Le progrès technologique et l'attrait du marché seraient également compromis par l'insuffisance du prix (*supra*). Ce problème a également été abordé précédemment au titre des monopsones: la demande de permis est alors trop basse, et des interventions administratives prenant place dans le contexte d'une politique de prix peuvent alors s'imposer (action de maintien du prix, *supra*, 2.2.3).

¹²³ Cette situation est donc doublement inefficente: d'une part, ainsi qu'on vient de le dire, des responsabilités de contrôle excessives pèsent sur certaines firmes (non-minimisation des coûts de contrôle); d'autre part, le prix des permis est trop élevé (non-minimisation du prix des permis). Les deux composantes de la formule d'efficience économique de Noll (*supra*, chap.III, 3.2) sont donc tenues en échec.

Il faut par ailleurs signaler qu'indépendamment des situations de monopsonne dues à une répartition initiale inadéquate ou à certaines règles de protection de l'environnement, une politique de maintien du prix s'impose de toute manière pour assurer la continuité du progrès technologique. Ainsi que l'a signalé K.-H.Ladeur, les investissements technologiques sont de nature à provoquer à terme une chute du prix des permis, parce qu'ils rendent disponibles de nouvelles technologies de contrôle; du fait même, les réductions d'émission deviennent moins coûteuses et l'offre de permis s'accroît. Le niveau du prix ne pourrait alors se maintenir que du fait d'un accroissement de la demande (croissance économique). A défaut d'une telle circonstance, une intervention administrative prenant la forme d'une dévaluation (*Abwertung*) ou d'une dépossession (*Enteignung*) des droits devrait être prévue, afin de limiter leur disponibilité et de maintenir le niveau de leur prix¹²⁴ (question associée aux responsabilités de l'administration). Une intervention de ce type n'est pas dépourvue de présupposés. Tout d'abord, l'on suppose "que les entreprises sont en moyenne assez flexibles que pour investir dans l'innovation technologique et pour imputer les coûts de cette innovation sur les prix [des permis]"¹²⁵. En d'autres termes, l'on assume que le progrès technologique repose sur la perspective d'un prix garanti. Ceci ne va pas de soi, car l'on pourrait aussi considérer que la prévision d'une dévaluation des droits en cas d'innovation technologique dissuade cette dernière, même si elle sert à garantir leur prix. Ensuite, la politique de dévaluation dont il est question suppose une connaissance de la nouvelle demande, afin de pouvoir réduire l'offre dans une mesure appropriée pour le maintien du prix. En raison du progrès technologique, cette demande est appelée à s'amenuiser. Sa connaissance suppose que l'administration dispose d'informations sur "l'état de la science et de la technique" dans le marché¹²⁶.

¹²⁴ LADEUR, 1987, p.10.

¹²⁵ *Ibid.*, p.11; MALONEY et YANDLE, 1984, p.245.

¹²⁶ "Der Staat muss auch in diesem System über eine Fülle von Daten verfügen, die noch dazu zum erheblichen Teil von den Unternehmen ebenso beeinflusst werden können wie der 'Stand von Wissenschaft und Technik (...)' (LADEUR, 1987, p.11). Cette dernière notion est en définitive assez proche de celle de fonctions de coûts de réduction, qui a été utilisée plus haut à propos de la conception administrative (voy. supra, chap.III, 5.2.2.3 in fine). Plus précisément, l'état de la science et de la technique permettrait d'établir de telles fonctions et de pronostiquer la nouvelle demande sur cette base.

3.1.3. L'émission de signaux de prix

A l'occasion de l'étude de la conception administrative des marchés de pollution et plus précisément à propos de la question du nombre de leurs partenaires, l'on a démontré qu'il était important que des signaux clairs de prix soient émis, ceci du point de vue de leur efficience économique (économie de coûts de transaction, supra, chapitre III, 5.3.2.1) tant que du point de vue de leur attrait (*ibid.*, 5.3.2.2). Sur ce point, ce sont plutôt des mesures de conception prises au moment de l'organisation du marché que des interventions particulières, prenant place au cours de son fonctionnement, qui sont requises. Comme on l'a montré précédemment, il se justifie alors de configurer des marchés de grande dimension, parce que le nombre de leurs partenaires est normalement plus élevé et que les transactions sont alors plus fréquentes¹²⁷. Il serait également justifié de créer un organisme se chargeant spécifiquement de l'information sur les prix¹²⁸.

3.2. La communication de la disponibilité des droits

La diffusion de l'information relative à la disponibilité des droits de pollution, c'est-à-dire aux opportunités d'achat existant dans le marché, est importante à deux points de vue. Tout d'abord, elle conditionne en partie l'attrait du marché pour de nouveaux participants¹²⁹, dans la mesure où elle facilite leur information lorsqu'ils sont à la recherche de vendeurs de permis¹³⁰. Ensuite, elle encourage l'innovation technologique du côté de ces

¹²⁷ En effet, la fréquence des transactions contribue à la clarté des signaux de prix (supra, chap.III, note 222).

¹²⁸ LIROFF, 1980, p.28: "A clearinghouse providing information on offset availability might also be a central source of information on offset prices". Dans cette hypothèse, l'organisme en question se chargerait à la fois de l'information sur les prix et de l'information sur leur disponibilité (infra, 3.2).

¹²⁹ Dans le même sens, les opérations d'achat auxquelles souhaitent se livrer les sources existantes sont facilitées. Ceci représente pour elles une économie de coûts de transaction. La valeur concernée est alors celle de l'efficience économique (supra, chap.III, 5.3.2.1).

¹³⁰ A propos de la politique d'offset, voy. LIROFF, 1980, p.28: "If prospective buyers cannot ascertain quickly the availability of offsets, their long-range planning may be confounded and their siting decisions may be delayed. This may cause them to site in another

derniers, car elle leur permet d'entrer en contact avec des acheteurs lorsqu'ils réduisent leurs émissions de manière à générer des crédits¹³¹. En d'autres termes, la diffusion de l'information leur ouvre alors des opportunités de vente récompensant leurs efforts de réduction¹³².

La communication de la disponibilité des droits soulève la question de l'instance qui s'en chargera. Il s'agit assurément d'un problème de conception administrative qui aurait pu être abordé dans le chapitre précédent. Toutefois, le fonctionnement du marché est concerné parce que la disponibilité des droits dépend des transferts ayant déjà eu lieu, et parce que sa communication influence les transferts à venir. En raison de cette double considération, il se justifie d'étudier la question de l'instance compétente dans le contexte du présent chapitre. S'il s'agit d'une instance publique, les actes d'information qu'elle posera peuvent alors être considérés comme des interventions administratives prenant place à l'occasion du fonctionnement du marché, destinées à ménager son attrait et à y encourager l'innovation technologique.

state or region" (c'est moi qui souligne). Pour le secteur des transports (crédits de production de véhicules dont la consommation est supérieure à une norme de référence), voy. TAYLOR, 1992, p.134: "Sans agence administrative tenant la comptabilité des crédits disponibles à l'achat, un nouveau venu pourrait avoir des difficultés à commencer la production de véhicules ne satisfaisant pas à l'objectif, car les entreprises en place pourraient préférer ne pas fournir de crédits afin de limiter au minimum les pressions compétitives". Cet auteur signale en réalité deux problèmes différents pour les nouveaux venus: le manque d'information sur les crédits disponibles à l'achat et les stratégies de limitation de la concurrence sur le marché de la production déployées par les sources existantes (sur ce problème, voy. supra, 2.2.2). PEETERS, 1992, p.85, distingue clairement ces deux phénomènes: "*Op zich is het denkbaar dat bedrijven die reeds vervuilingsrechten in hun bezit hebben, deze uit concurrentie-overwegingen niet willen verkopen of slechts tegen een hoge prijs hiertoe bereid zijn. Mogelijk zijn er ook andere barrières voor nieuwkomers in het vinden van vervuilingsrechten. Zo zou zich de situatie kunnen voordoen dat zij moeilijk aan informatie kunnen komen omtrent voor verplaatsing beschikbare vervuilingsrechten*" (c'est moi qui souligne).

¹³¹ A propos de la politique d'offset, voy. LIROFF, 1980, p.28: "If sellers are not able to inform prospective buyers of the availability of offsets, the sellers' investment in the generation of offsets may go unrewarded".

¹³² En ce qui concerne la communication des crédits disponibles par les vendeurs à l'instance d'information, TAYLOR, 1992, p.133, signale que "les vendeurs seraient incités à faire savoir qu'ils ont des crédits disponibles tant que le prix potentiel du marché fait de la vente (...) une proposition intéressante".

Le caractère centralisé de cette instance d'information semble important en raison de l'économie de temps qu'elle représente pour les partenaires potentiels du marché¹³³. D'autre part, la centralisation de l'information donnerait un aperçu de l'offre globale: dans cette mesure, les vendeurs ne pourraient pas manipuler les prix en comptant sur l'information incomplète des acheteurs¹³⁴. Toute instance d'information centralisée présenterait donc le double avantage d'une économie de temps et de l'impossibilité d'une manipulation des prix. Par ailleurs, et en termes d'organisation, l'avantage d'un tel dispositif serait celui de l'existence d'un organe cumulant deux fonctions: l'information sur la disponibilité des crédits et l'émission de signaux de prix¹³⁵.

Une autre question est celle de savoir si cette instance centralisée doit en outre avoir un caractère public¹³⁶. Ceci ne semble pas nécessaire en soi. En termes d'organisation, l'on pourrait toutefois trouver un avantage à attribuer la fonction d'information à l'instance d'enregistrement des transferts de droits. Le caractère public de cette instance pourrait provenir du fait qu'elle est associée à l'appareil de surveillance et d'exécution des obligations incombant aux partenaires des marchés de pollution (limitations d'émissions).

¹³³ LIROFF, 1980, p.28: "(...) new and expanding industries can hire offset 'brokers' or consultants to identify prospective offsets. This latter approach may be more time-consuming than using a listing provided by a central clearinghouse". En ce qui concerne la politique d'offset, un exemple est celui de l'Engineering Science Corporation, qui a établi des études relatives aux crédits d'offset disponibles et assisté ses clients pour en obtenir. Il ne s'agissait toutefois pas d'une instance centralisée, faisant partie de l'infrastructure organisationnelle du marché, mais d'une société au service des demandes ponctuelles de ses clients (*ibid.*, p.51, note 91).

¹³⁴ Voy. *supra*, chap.III, note 221.

¹³⁵ A ce propos, voy. *supra*, 3.1.3 et la note 128.

¹³⁶ PEETERS, 1991, p.162 et 1992, p.121, envisage l'hypothèse d'instances privées ("private brokers" et "bemiddelingsbureaus"). Selon LIROFF, 1980, p.28, il pourrait s'agir d'instances publiques, semi-publiques ou privées: "Regulatory and economic development agencies, quasi-public corporations, private organizations like the chamber of commerce, or other such organizations can play an important role in the functioning of a market by making available information on offset opportunities". NOLL, 1982, p.128, envisage l'hypothèse d'une organisation gouvernementale: "Between the formal auctions, government regulators could maintain a public file of the current holdings of permits of various vintages, and could serve as a clearinghouse for information about firms that wish to buy or sell their holdings".

L'enregistrement des transferts de droits est en effet nécessaire pour cette surveillance et pour cette exécution, dans la mesure où il livre le suivi des opérations d'achat et de vente de permis. Pour la même raison, des informations sur la disponibilité des crédits pourraient être livrées¹³⁷. Toutefois, l'on pourrait également concevoir que l'autorité publique responsable de la surveillance et de l'exécution ne se charge pas elle-même de l'enregistrement, mais fasse appel aux services d'une entité privée (infra, chapitre V, 2.3.2). L'avantage organisationnel d'une responsabilité de l'instance d'enregistrement - publique ou privée - serait celui de l'existence d'un organe cumulant cette fois trois fonctions: l'enregistrement nécessaire pour la surveillance et l'exécution du système, l'information sur la disponibilité des crédits et l'émission de signaux de prix.

4. LA TRANSFERABILITE DES DROITS DE POLLUTION

4.1. Notion de transférabilité utilisée

Les développements de la section précédente sont consacrés à *la réalité économique* du fonctionnement du marché, c'est-à-dire aux opérations effectives d'achat et de vente qui s'y déroulent. Certaines valeurs correspondant aux objectifs politiques de cet instrument (protection de l'environnement, efficience économique et attrait du marché) peuvent être menacées à l'occasion du déroulement de ces opérations commerciales. Si tel est le cas, des interventions administratives destinées à sauvegarder ces valeurs tout en respectant l'ordre de

¹³⁷ "Etant donné qu'une agence administrative serait nécessaire pour surveiller et faire appliquer le système, elle pourrait stocker des informations sur les crédits disponibles à tout moment (...)" (TAYLOR, 1992, p.133). Voy. également HAHN, 1988, p.178; PEETERS, 1992, p.121: "Een ander voorbeeld van de rol die de overheid terzake van de werking van de vergunningenmarkt zou kunnen innemen, is het verschaffen van informatie omtrent mogelijkheden tot verplaatsing. De registratie die geschiedt ten behoeve van de met controle belaste instanties zou hier bijvoorbeeld voor kunnen worden gebruikt. Uit deze registratie blijkt immers hoe de vervuilingenrechten zijn verdeeld. Dit kan bijdragen aan het inzicht van vervuilers omtrent mogelijk aan te kopen vervuilingenrechten. Een bedrijf, dat afstand wil doen van een aan hem toekomend vervuilingenrecht of daarentegen een vervuilingenrecht zoekt, zou dit kunnen laten registreren (eventueel met prijsaanbod) in het door de overheid gevoerde register".

leurs priorités doivent être prises. Un autre mode de régulation du fonctionnement du marché consiste à fixer d'emblée les conditions des transferts de droits, c'est-à-dire à assortir leur libre circulation de certaines limitations. Il est également possible que des interdictions de transfert soient imposées aux pollueurs d'un même marché. C'est de cette dimension *normative* qu'il est question lorsque l'on parle de "transférabilité"¹³⁸ ou de "règles de transfert"¹³⁹ des permis de pollution¹⁴⁰.

Les règles de transfert qui font l'objet de la présente section doivent être spécifiées à plusieurs égards. *Premièrement*, elles se rattachent à la notion de déplacement spatial et non à celle de déplacement temporel¹⁴¹. Les transferts concernés mettront donc en présence des pollueurs différents, situés en deux localités distinctes d'une même région de marché. Les déplacements temporels peuvent également faire l'objet d'une réglementation, mais celle-ci se rattache au thème des responsabilités de l'administration¹⁴². *Deuxièmement*, certaines de ces règles ont déjà été envisagées à l'occasion de l'examen des subdivisions internes établies au moment de la conception administrative des marchés (question relative à leur configuration géographique). Du point de vue de la transférabilité, l'établissement de ces subdivisions correspond à la formulation de règles générales applicables à tous les échanges de droits ayant

¹³⁸ RAUFER et FELDMAN, 1987, p.6; PEETERS, 1991, p.154 et 1992, p.80 ("de verplaatsbaarheid van het vervuilingsrecht").

¹³⁹ HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.57 ("transfer rules"); TIETENBERG, 1985, pp.80-86 ("trading rules"); DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.270 ("règles d'échanges").

¹⁴⁰ Cette dimension des marchés de pollution a déjà été signalée précédemment (chap.III, sections 2 et 4).

¹⁴¹ A propos de cette distinction, voy. *supra*, section 1.

¹⁴² A propos du programme d'Emissions trading, Tietenberg a distingué la monnaie utilisée ("the currency used in trading among emission points") des règles régissant son utilisation ("how the currency can be spent"), et Cook a repris cette distinction. Ces règles correspondent pour ces auteurs aux concepts d'*offset*, de *bubble*, de *banking* et de *netting* (*supra*, chap.III, note 50). Les règles de transfert envisagées dans la présente section se particularisent doublement par rapport à cette liste: comme elles concernent seulement les transferts entre des firmes différentes, elles excluent le concept de *netting* (transferts internes, *supra*, chap.II, 2.3.3 et 2.3.4), et comme elles ne s'appliquent qu'aux déplacements spatiaux, elles excluent le concept de *banking* (*ibid.*, 2.3.6).

lieu au sein d'un même marché. Dans les marchés à permis zonaux, ces règles consistent à interdire les transferts entre les zones (supra, chapitre III, 5.2.2.1,2)). Dans les marchés à permis multiples, elles consistent à assortir de conditions les transferts entre sources distantes (variations de la valeur des droits, *ibid.*, 5.2.2.1,3)). La présente section aborde ces règles générales sans toutefois s'y limiter, car l'admissibilité des transferts peut aussi dépendre de normes plus particulières, fixées en fonction de leurs caractéristiques spatiales individuelles (infra, 4.3)¹⁴³. Ces caractéristiques individuelles sont les localisations respectives de l'acheteur et du vendeur de permis dans la région de marché. *Troisièmement*, la présente section se cantonne à l'étude des données spatiales des transferts, et n'aborde pas la question de la nature de leurs partenaires¹⁴⁴, ni celle des instances compétentes pour négocier les transactions¹⁴⁵. Il s'agit néanmoins de dimensions susceptibles d'entrer en ligne de compte

¹⁴³ Cette distinction entre des conditions de transférabilité générales (associées au découpage administratif des marchés) ou particulières (fixées à l'occasion d'une décision administrative d'autorisation individuelle d'un transfert) a déjà été introduite plus haut. Voy. supra, chap.III, 5.5 in fine: le principe d'efficience économique peut requérir l'élargissement des possibilités de transfert au sein d'un même marché (élimination des barrières administratives générales et relais du marché). En pareil cas, la sauvegarde du principe d'uniformité géographique (prévention des hot spots) reposerait sur des autorisations de transfert individuelles. L'on verra toutefois plus loin qu'il existe un intermédiaire entre le niveau tout à fait général de la configuration administrative de marchés séparés et le niveau tout à fait particulier de l'autorisation administrative individuelle de tel ou tel transfert. Cet intermédiaire est celui des normes prévoyant des facteurs d'admissibilité généraux, mais supposant une spécification à la lumière des circonstances particulières du transfert (infra, 4.3).

¹⁴⁴ Cette question a déjà été abordée plus haut. Voy. supra, chap.III, 5.3.1: la nature des partenaires des marchés (les raisons de leur participation: firmes polluantes, associations de protection de l'environnement, gouvernement, personnes privées, spéculateurs). Voy. également supra, 2.3: les interventions administratives accompagnant leur participation (cette participation est-elle conforme aux objectifs des marchés de pollution ?).

¹⁴⁵ Dans le domaine des marchés de pollution envisagés à l'échelle internationale pour la lutte contre le changement climatique (OCDE (ed.), 1992a), l'importance de cette question est signalée par DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.269: "Un rapport récent, Projet 88-II soutient, semble-t-il, l'idée que l'échange constituerait le mécanisme de transfert de limites d'émissions entre pays offrant le meilleur rapport coût/efficacité mais il laisse ouverte la question de savoir si de telles transactions seraient menées par des gouvernements, des agences gouvernementales spécialisées, des personnes ou des entreprises ?". A propos du programme d'Emissions trading s'appliquant aux émissions de SO₂ (génératrices de pluies acides), ces auteurs rapportent qu'il permet "à quiconque de mener des négociations sur des permis de SO₂. En pratique, la majorité des transactions menées au titre de ce programme

du point de vue de la transférabilité des droits de pollution¹⁴⁶.

4.2. L'objet des normes de transfert

Les normes de transfert présentement étudiées sont des règles environnementales destinées à protéger l'uniformité géographique de la dispersion du polluant réglementé dans la région du marché. Comme on vient de le mentionner, ces normes peuvent découler de la conception administrative de ce marché, ou bien définir des conditions de transfert à l'occasion de son fonctionnement.

Les normes associées à la conception administrative sont donc celles qui régissent les transferts de permis dans les marchés à permis zonaux (interdiction des transferts inter-zonaux) ou à permis multiples (variation de la valeur du permis transféré d'une subdivision à une autre). Ainsi qu'on l'a montré dans le chapitre III, ces dispositifs d'organisation spatiale des marchés de pollution trouvent leur raison d'être dans le principe d'uniformité géographique: en présence d'un polluant d'impact non uniforme ou lorsque la configuration géographique n'assure pas une dispersion uniforme, ce principe recommande le recours à la technique de l'immission et la division consécutive du marché en zones ou en subdivisions internes (voy. supra, le début de la section 5.2.2 de ce chapitre). L'on peut dès lors conclure que les normes régissant les transferts de droits dans les marchés à permis zonaux ou à permis multiples servent l'objectif environnemental d'uniformité géographique, c'est-à-dire celui de la prévention des *hot spots*. L'on a cependant précisé que ce critère écologique n'était pas l'unique déterminant de l'action administrative en matière de configuration spatiale des

auront probablement lieu entre compagnies d'électricité utilisant des combustibles fossiles" (*id.*).

¹⁴⁶ Dans le cadre de l'étude des échanges de droits de pollution, l'on a par exemple envisagé la participation de spéculateurs. Après s'être interrogé sur les raisons et sur les enjeux de leur participation, l'on a avancé qu'une intervention administrative pourrait éventuellement se justifier pour la sauvegarde des objectifs du marché: la prescription d'une utilisation effective des permis acquis ou détenus (*supra*, 2.3.4). L'on pourrait toutefois considérer qu'il ne s'agit pas là d'une intervention dans le fonctionnement effectif du marché, mais d'une règle de transférabilité relative à la nature des partenaires du marché. En effet, toute prescription de ce genre peut être interprétée comme une disposition d'exclusion des transferts de droits acquis à des fins de spéculation.

marchés de pollution. En effet, le critère de la minimisation des coûts d'observance du standard environnemental, qui touche à l'efficacité économique, la détermine également, dans la mesure où la fixation des contours d'un marché correspond à l'imputation d'un standard d'émission à une collectivité de firmes qui devraient être en mesure d'en assumer financièrement la charge (*ibid.*, 5.2.2.3). Il s'agit toutefois précisément de fixer les contours extérieurs d'un même marché et non d'en régler les subdivisions intérieures. Les normes de transfert découlant de ces subdivisions, qui sont à présent étudiées, sont donc étrangères à cette politique d'efficacité.

Les normes fixées au moment du fonctionnement du marché, en considération cette fois des circonstances spécifiques de chaque transfert proposé (localisations respectives de l'acheteur et du vendeur au sein d'un même marché), ont également pour fonction de garantir l'uniformité géographique de la dispersion du polluant réglementé et de prévenir la survenance de *hot spots*. Ces normes sont appelées à intervenir si le marché prend le relais de la conception administrative, ce que recommande le principe d'efficacité économique lorsque se pose le problème de l'information imparfaite de l'administration concernant la répartition optimale des responsabilités de contrôle (*ibid.*, 5.5 in fine). Si les droits circulent alors librement en principe, la prévention des *hot spots* peut requérir la formulation de telles conditions individualisées pour les transferts¹⁴⁷.

Maintenant que l'objectif écologique des normes de transfert vient d'être établi, il serait intéressant de rappeler que celles-ci peuvent provoquer des monopoles de droits, au détriment de l'efficacité économique des marchés (*supra*, 2.2.2). La thèse de la primauté de

¹⁴⁷ A propos des trading rules (voy. *supra*, note 48), TIETENBERG, 1985, p.80, écrit que "the hot spot problem is eliminated without recourse to multiple markets by the selective use of transfer coefficients" (c'est moi qui souligne). Il précise également que l'on ne se situe plus alors au niveau de la conception administrative (mesures générales), mais à celui du fonctionnement effectif du marché (normes adaptées à chaque transfert): "The trading rule approach represents a departure from the previously discussed approaches because it is not based on a complete set of markets, each with predetermined prices. Trading rules (...) focus on the transaction on a case-by-case basis rather than focusing on the market as a whole. This approach presupposes that the attempt to define and market a separate concentration credit for each receptor is not likely to succeed. Yet it attempts to retain the use of transfer coefficients to govern trades among sources" (*ibid.*, pp.80-81).

l'objectif écologique des marchés de pollution recommande toutefois le maintien de ces normes, pour autant qu'elles ne fassent que relativiser l'efficacité du marché (2.2.2,2)). Si par contre cette efficacité était compromise de leur fait¹⁴⁸, l'utilisation de cet instrument perdrait son sens, dans la mesure précisément où il prétend à des performances économiques supérieures à celles des modèles de commande et contrôle.

Il est intéressant d'observer que si les normes de transfert fixées lors du fonctionnement du marché servent en tout état de cause à garantir l'uniformité géographique, elles peuvent également être utilisées pour réaliser d'autres objectifs de la politique environnementale. Cette observation se dégage à la fois des propositions de la littérature relative à ce type de normes et de l'examen des dispositifs existant en la matière dans le programme d'*Emissions trading*.

Trois types différents de normes de transfert ont été proposés dans la littérature¹⁴⁹: le "*pollution offset*"¹⁵⁰, le "*nondegradation offset*"¹⁵¹ et le "*modified pollution offset*"¹⁵². Chaque catégorie assure comme il se doit la mise en oeuvre du principe d'uniformité géographique (non-violation de tout standard de qualité de l'air ambiant¹⁵³), mais les deux dernières ont des prétentions supplémentaires. Dans le cas du *nondegradation offset*, il s'agit d'assurer que les émissions totales n'augmentent pas du fait des transferts (niveau d'émission

¹⁴⁸ Ce problème pourrait se poser dans les marchés à permis zonaux: comme les transferts entre sources distantes y sont interdits, la source proche exerçant un pouvoir de monopole peut augmenter ses prix en dehors de toute limitation, parce que la concurrence des sources distantes n'est pas envisageable du fait de ces interdictions de transfert (*supra*, 2.2.2,2)).

¹⁴⁹ TIETENBERG, 1985, p.81.

¹⁵⁰ KRUPNICK, OATES et VAN DE VERG, 1983, p.233.

¹⁵¹ ATKINSON et TIETENBERG, 1982, p.120.

¹⁵² McGARTLAND et OATES, 1983.

¹⁵³ TIETENBERG, 1985, p.81.

global¹⁵⁴); dans celui du *modified pollution offset*, il s'agit par contre de maintenir la qualité de l'air antécédente au transfert en tout récepteur, cette règle étant prédominante lorsqu'elle impose des taux de transfert plus restrictifs que ceux qui permettent simplement d'assurer l'uniformité géographique du standard ambiant (concentration du polluant au niveau de chaque récepteur)¹⁵⁵. Ces deux dernières règles visent donc à écarter toute dégradation de la situation écologique préexistante, l'une au niveau global, et l'autre au niveau local.

S'il s'agit maintenant d'évaluer les mérites respectifs de ces trois types de normes, l'on aperçoit d'emblée que les deux derniers types sont préférables du point de vue de la protection de l'environnement, car ils garantissent le maintien de sa qualité, respectivement sur le plan global ou sur le plan local. A contrario, le premier modèle peut déboucher sur une dégradation de la qualité de l'environnement, même si les limites du standard régional et l'uniformité géographique restent respectés: il suffit pour cela que le niveau d'émissions qu'il autorise excède globalement ou localement les émissions résultant de l'application des normes individualisées antérieures¹⁵⁶. Les normes du deuxième ou du troisième type ont quant à elles le mérite d'empêcher ces dégradations globales ou locales de la qualité de l'environnement, mais elles présentent un inconvénient en termes d'efficience économique: de leur fait, les partenaires des échanges de droits de pollution se verront imposer des limitations d'émissions "plus que nécessaires" que pour garantir le respect du standard global

¹⁵⁴ "The nondegradation offset allows trades among sources as long as no ambient air quality standard is violated and total emissions do not increase" (*id.*).

¹⁵⁵ "The modified pollution offset allows trades among sources as long as neither the pretrade air quality nor the ambient standard (whichever is more stringent) is exceeded at any receptor. Total emissions are not directly controlled" (*id.*).

¹⁵⁶ "(...) if implemented it would allow emissions to increase substantially beyond their command-and-control levels" (*ibid.*, p.90). Cet effet de dégradation de la qualité de l'environnement est inhérent au concept de marché de pollution lui-même, puisqu'en termes de politique environnementale, sa prétention se limite à l'imposition d'un standard de qualité de l'environnement dont l'application doit être uniforme. En d'autres termes, le standard environnemental peut être considéré comme une autorisation à "polluer plus", ce qui sera le cas lorsque les niveaux de pollution qu'il définit sont supérieurs aux niveaux effectifs antérieurs. Il s'agit là d'une critique fondamentale que l'on peut adresser à l'instrument du marché de pollution. Voy. en ce sens KRIER, 1974 et *supra*, chap.III, note 66.

et de son uniformité¹⁵⁷.

La mise en oeuvre des objectifs des divers concepts du programme d'*Emissions trading* repose également sur des normes de transfert fixées lors du fonctionnement du marché, et non sur la conception de marchés séparés¹⁵⁸. Ainsi qu'on l'a vu dans la première partie, ce programme comporte deux politiques relevant du concept de marché de pollution, du fait que les compensations d'émissions qu'elles prévoient peuvent avoir lieu entre deux firmes différentes (transferts externes de permis): la politique d'*offset* (chapitre II, 2.3.5) et la politique de *bubble* (chapitre II, 2.3.1).

La politique d'*offset* s'applique à l'installation de sources nouvelles dans les zones non conformes. Son objectif environnemental est défini par le *Clean Air Act*: les sources existantes de la zone où l'on propose l'installation d'une source nouvelle doivent procéder à des réductions d'émissions suffisantes que pour assurer un "progrès raisonnable" vers l'atteinte du standard. Ces réductions doivent être prévues dans les plans étatiques de mise en oeuvre des standards (programmes de permis) et approuvées par l'EPA (s.7503 du statut et supra, chapitre I, 2.2.1.3 et 2.2.5.4). En organisant sa politique d'approbation, l'EPA a stipulé que les transferts de permis en faveur des sources nouvelles ("*emissions offsets*") devaient assurer un "bénéfice net positif de la qualité de l'air" dans la zone affectée¹⁵⁹. Pour la réalisation de cet objectif, elle a prévu que les transferts devraient s'assortir de variations de valeur (*offset ratios*)¹⁶⁰ "supérieures au rapport un-pour-un"¹⁶¹. Elle a toutefois laissé aux Etats

¹⁵⁷ TIETENBERG, 1985, p.91. En cas d'application du nondegradation offset (deuxième type), "(...) the size of the cost penalty depends on how control authorities allocate the pretrade control responsibility; inefficient pretrade assignments requiring larger-than-necessary emission reductions reduce the possibilities for further trades by limiting severely the regional allowable emissions level" (id.).

¹⁵⁸ Ibid., p.86.

¹⁵⁹ 40 CFR (Code of Federal Regulations) 51, appendice S, IVA (1980). Voy. CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.400 et TIETENBERG, 1985, p.86.

¹⁶⁰ Supra, notes 47 et 48. Dans le présent contexte, ces variations de valeur prennent le sens de réductions d'émissions supérieures au rapport un-pour-un.

la compétence de spécifier les termes précis de chaque transaction¹⁶². Les normes de transfert définies conformément à ce critère servent donc l'objectif environnemental spécifique de la politique d'*offset* tel que défini par le *Clean Air Act*: le "progrès raisonnable" vers l'atteinte des standards de qualité de l'air ambiant.

La politique de *bubble* prévoit quant à elle des transferts de droits d'émission entre les sources existantes d'une zone conforme ou non conforme. Dans les zones non conformes, les transferts ne peuvent provoquer aucun accroissement d'émissions, puisque l'objectif statutaire relatif à ces zones est d'assurer un "progrès raisonnable" vers l'atteinte des standards ambiants (s.7503 du statut et supra, chapitre I, 2.2.1.3 et 2.2.5.4). Ils doivent donc à tout le moins se solder d'une équivalence de la qualité de l'air avant et après le transfert¹⁶³. En organisant sa politique d'approbation des plans étatiques de mise en oeuvre et de leurs programmes de permis d'émission, l'EPA a donc stipulé qu'une telle équivalence conditionnait l'autorisation de chaque opération de *bubble* ("*net air quality test*" dans la politique de *bubble*¹⁶⁴)¹⁶⁵. Le mode de calcul des taux d'échange (*offset ratios*) permettant de répondre à cette exigence a toutefois été laissé à la discrétion des Etats¹⁶⁶.

¹⁶¹ 40 CFR 51, appendice S, IVE. Voy. TIETENBERG, 1985, p.86 et CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.400, note 134.

¹⁶² *Id.*

¹⁶³ TIETENBERG, 1985, p.87.

¹⁶⁴ TIETENBERG, 1985, p.87. Voy. aussi 44 FR (*Federal Regulations*) 71780 et 71782 (1979), cité in CALVO Y GONZALEZ, 1981, p.414: "(...) the EPA 1979 bubble policy also required a source 'to demonstrate, entirely at its expense, that the [bubble] proposal is equivalent to the existing SIP in ... environmental impact'".

¹⁶⁵ Il n'est pas exclu que cette norme de transfert s'applique également aux opérations de *bubble* dans les zones conformes. En ce qui les concerne, le *Clean Air Act* admet les accroissements d'émissions qu'il définit en sa section 7473 (supra, chap.I, 2.2.5.3). A l'occasion de l'étude des exigences quantitatives de la mise en oeuvre (*ibid.*, 2.2.4), l'on a toutefois vu que les Etats pouvaient fixer des règles plus strictes que celles du statut, en allant dans le sens d'une plus grande protection de l'environnement. Les Etats pourraient donc décider d'utiliser le critère de l'équivalence à titre de norme de transfert pour les *bubbles* des zones conformes.

¹⁶⁶ TIETENBERG, 1985, p.87.

Comme le montrent donc les exemples des concepts d'*offset* et de *bubble* du programme d'*Emissions trading*, c'est sur des normes de transfert spécifiées à l'occasion des échanges de droits (en faveur de sources nouvelles ou de sources existantes) que repose la mise en oeuvre de l'objectif environnemental du "progrès raisonnable" vers l'atteinte des standards ambiants dans les zones non conformes. Les taux d'échange prévus sont spécifiés par les Etats, qui sont compétents pour autoriser les échanges de permis, mais ils doivent en tout état de cause assurer un bénéfice net positif de la qualité de l'air (taux supérieur au rapport un-pour-un si l'acquéreur du permis est une source nouvelle) ou son équivalence (si l'acquéreur du permis est une source existante). L'on voit de la sorte qu'indépendamment de l'uniformité géographique, les normes de transfert peuvent servir à réaliser d'autres objectifs environnementaux spécifiques.

4.3. Les divers degrés de particularité des normes de transfert

Destinées en tout état de cause à assurer la mise en oeuvre du principe d'uniformité géographique, conformément à l'objectif écologique et prioritaire des marchés de pollution, les normes de transfert peuvent être classifiées en trois catégories, selon leur degré d'individualisation:

- 1) les règles de transfert entre sources distantes dans les marchés à permis zonaux ou à permis multiples (niveau le plus général),
- 2) les règles appelant une spécification des conditions de transfert en fonction de critères généraux (niveau intermédiaire), et
- 3) les règles appelant une spécification des conditions de transfert en fonction de chaque situation individuelle d'échange (niveau le plus particulier).

Le présent chapitre est consacré au fonctionnement du marché et aux interventions administratives destinées à sa régulation. Dans ce contexte, on se limitera à envisager les normes de la deuxième et de la troisième catégorie¹⁶⁷. Pour l'administration, la définition des normes de la première catégorie n'est en effet pas un acte d'intervention, mais de conception: l'on a déjà examiné précédemment la différence de nature entre ces deux types

¹⁶⁷ Celles-ci correspondent au concept de *trading rule* utilisé par Tietenberg (voy. supra, note 48).

d'actes (supra, section 1), de même que la raison pour laquelle l'administration pourrait opter pour des dispositifs d'intervention plutôt que pour des dispositifs de conception (supra, chapitre III, 5.5 et section 4.2 du présent chapitre: efficience économique supérieure des dispositifs d'intervention se greffant sur une dynamique de marché). Les développements qui suivent détaillent la différence de particularité entre les normes de la deuxième et de la troisième catégorie et leurs implications procédurales. Ils les évaluent sur cette base, au regard des trois critères de l'uniformité géographique, de l'efficience économique et de l'attrait du marché.

Les normes de la deuxième catégorie sont donc celles qui prévoient des conditions générales d'admissibilité des transferts, du point de vue du calcul des variations de la valeur des droits échangés. La mise en oeuvre du programme d'*Emissions trading* repose en majeure partie sur des normes de ce type. Dans le cas de la politique d'*offset*, l'on a vu que l'EPA requérait du côté des firmes cédantes des réductions d'émissions plus que proportionnelles par rapport aux augmentations d'émissions des firmes cessionnaires (bénéfice net positif et *offset ratio* supérieur au rapport un-pour-un, supra, 4.2). Même si les termes précis de chaque transaction sont alors spécifiés par les Etats (*id.*), ils doivent en tout état de cause respecter cette condition restrictive générale pour l'admissibilité des transferts: ne seront pas licites les transferts ne répondant pas à cette exigence. Dans le cas de la politique de *bubble*, les Etats sont appelés à spécifier les taux d'échange permettant la mise en oeuvre de l'exigence fédérale d'équivalence de la qualité de l'air avant et après le transfert (*id.*). L'examen des taux effectivement définis par les Etats révèle que la plupart d'entre eux ont prévu à cette fin des clés de calcul générales, indépendantes des conditions d'impact spécifiques de chaque transfert¹⁶⁸. Ces clés de calcul sont généralement fixées en fonction de la distance séparant la firme acheteuse de la firme vendeuse (Los Angeles)¹⁶⁹, en tenant compte éventuellement

¹⁶⁸ TIETENBERG, 1985, p.88.

¹⁶⁹ L'*offset ratio* est proportionnel à la distance: plus la firme acheteuse est éloignée de la firme vendeuse, moins il y a de chances que les accroissements d'émission de la première soient compensés par les réductions corrélatives de la seconde. L'application de la politique de *bubble* à Los Angeles est un exemple. Dans cet Etat, l'admissibilité du transfert dépend du respect du taux d'échange fixé selon la formule suivante:

"Offset ratio = a + b x d

where a = 1.2 for any external offset, d is the distance in kilometers between the trading

aussi du polluant concerné (San Francisco)¹⁷⁰.

Le respect de l'exigence de politique environnementale applicable (uniformité géographique de la dispersion du polluant, bénéfice net positif ou équivalence de la qualité de l'air) est alors associé au respect de ces critères. Ceux-ci permettent concrètement de spécifier les variations de valeur des permis en circulation, et de déterminer en conséquence l'admissibilité des transferts. Ce n'est donc pas au départ d'un mesurage de son impact spécifique qu'est autorisé chaque transfert, mais en fonction de sa conformité à des taux d'échange spécifiés au départ d'une formule générale pouvant intégrer la distance ou la nature du polluant réglementé. La réalisation des objectifs environnementaux poursuivis est escomptée du respect de ces taux au niveau particulier de chaque transfert de droit. Quant aux *normes de la troisième catégorie*, ce n'est pas par l'intermédiaire de tels critères généraux qu'elles spécifient les conditions des transferts, mais au départ d'une prévision de leur impact. Les transferts sont autorisés lorsqu'aux termes de ce calcul, ils sont conformes à la norme environnementale applicable. Le cas échéant, cette prévision particulière recommandera l'application d'un taux d'échange spécifique, dont la définition ne dépendra donc pas de critères généraux, comme dans le cas des normes de la deuxième catégorie. Aux Etats-Unis, certains Etats ont décidé de recourir à cette méthode pour mettre en oeuvre le programme d'*Emissions trading* (notamment Washington¹⁷¹, le Maine¹⁷², le New Jersey et Rhode

sources, $b = 0.0$ at distances of less than 8 kilometers, and $b = 0.01$ at distances equal to or greater than 8 kilometers" (ibid., p.87).

¹⁷⁰ "In San Francisco, for example, a concentric zone approach is used to dictate the size of the offset ratio. The ratio is defined by the San Francisco authorities as a function of the distance between seller and purchaser, where the specific nature of the function depends on the pollutant. For example, the offset ratio is fixed at 2 to 1 for nitrogen oxide trades consummated between two sources less than 30 but more than 15 miles apart or for sulfur oxide trades involving sources more than 10 but less than 5 miles apart. This ratio drops to 1.2 to 1 for nitrogen oxide trades involving sources less than 10 miles apart or for sulfur oxide trades involving sources less than 5 miles apart" (id.).

¹⁷¹ "Some states, such as Washington, intend to approach the issue on a case-by-case basis; no specific rule is spelled out in advance" (id.).

¹⁷² "Maine defines the test solely in terms of violating the ambient standards" (id.).

Island¹⁷³).

La distinction entre les normes de la deuxième et de la troisième catégorie rappelle en quelque sorte la dualité des niveaux de la conception administrative (moment de la configuration géographique) et du fonctionnement du marché (moment où les droits circulent entre les pollueurs), qui a déjà été évoquée à plusieurs reprises. Cette distinction partage en effet la nature de la dualité conception/fonctionnement, mais elle la réintroduit dans le cadre plus limité du fonctionnement du marché et des interventions administratives d'autorisation des transferts. La première dualité - celle de la conception et du fonctionnement - opposait la libre circulation des permis au sein des limites géographiques d'un marché conçu d'une manière spécifique à leur circulation sujette à autorisation administrative, au moment où les transferts ont lieu (chapitre III, 5.5 in fine). Cette dualité se reproduit à présent dans le contexte plus particulier de son second terme (autorisations administratives), avec la distinction des normes de la deuxième et de la troisième catégorie. A propos des normes de la deuxième catégorie¹⁷⁴, l'on peut en effet parler d'une libre circulation des permis dans les limites des conditions générales de leur autorisation administrative (clés de calcul générales des variations de valeur): des permis circulent librement lorsque leur circulation tombe sous le champ d'application d'une norme de transfert prévoyant un rapport de un-pour-un¹⁷⁵. Il n'est par contre pas question de libre circulation dans le cas des normes de la troisième catégorie, car l'admissibilité des transferts suppose à chaque fois un examen de leur impact, en vue de la fixation d'un taux d'échange spécifique. Ainsi qu'on va le voir, ce parallèle entre la conception et le fonctionnement d'une part, et les normes de fonctionnement de la deuxième et de la troisième catégorie d'autre part, est un élément d'évaluation utile si l'on s'interroge sur les avantages et inconvénients respectifs des normes de la deuxième et

¹⁷³ "Other states, such as New Jersey and Rhode Island, require that trades not produce a significant impact in the area of the source increasing emissions. Significant impact is defined as a pollutant-specific, quantitative ceiling on the amount of concentration increase permitted at any receptor" (id.).

¹⁷⁴ Et a fortiori dans le cas des normes de la première catégorie, qui s'associent à la conception administrative (voy. le début de la présente section).

¹⁷⁵ Le transfert échappe alors à toute variation de la valeur du permis échangé. Un exemple serait celui de l'échange d'un permis d'émission d'oxyde de nitrogène entre des sources situées à moins de 10 miles l'une de l'autre, à San Francisco (voy. la note 170).

de la troisième catégorie.

Dans le chapitre précédent, l'on a vu que les mesures de conception administrative relatives à la configuration spatiale des marchés de pollution¹⁷⁶ pouvaient accuser certaines limites en termes d'*efficience économique*, limites face auxquelles se justifiait la proposition d'un relais du marché (chapitre III, 5.5). L'enjeu particulier de cette proposition était celui de l'élargissement des possibilités de transfert et, le cas échéant, la réintroduction d'un marché simple¹⁷⁷. L'on avait en effet constaté qu'en procédant à des découpages spatiaux, l'administration risquait d'imposer aux pollueurs des pénalités en termes de coûts (inefficience), les transferts optimaux du point de vue de la minimisation des coûts pouvant être exclus du fait de ces découpages (supra, chapitre III, 5.4.2¹⁷⁸). L'on a dès lors conclu¹⁷⁹ que l'efficience économique préconisait la solution d'interventions administratives se greffant sur une dynamique de marché (autorisations administratives des transferts) plutôt que celle d'une organisation administrative plus étendue (fixation d'emblée des conditions de tous les transferts au sein d'un même marché, notamment par la conception de subdivisions internes). Du point de vue de l'efficience économique, et relativement à la question de la configuration géographique des marchés de pollution, les systèmes d'autorisation administrative des transferts ont donc montré leur supériorité par rapport aux mesures de conception définies a priori.

Le même raisonnement permet de comparer cette fois non plus la conception et les interventions, mais, au niveau des interventions elles-mêmes, les normes de transfert de la deuxième et de la troisième catégorie. Selon Tietenberg, c'est en effet parce qu'elles assortissent les transferts de conditions générales que les normes de la deuxième catégorie sont moins efficaces que celles de la troisième catégorie. Tout comme les découpages administratifs peuvent dissuader, au sein d'un même marché, les transferts les plus efficaces

¹⁷⁶ Et servant à y garantir l'uniformité géographique.

¹⁷⁷ Voy. les quatre solutions proposées à la fin de la section 5.4 du chapitre III.

¹⁷⁸ Voy. également la note 256 de ce chapitre.

¹⁷⁹ En rejoignant ainsi l'opinion de TIETENBERG, 1985, p.80.

du point de vue de la minimisation des coûts (supra), ces normes peuvent les affecter de restrictions injustifiées en raison de leur généralité. Le caractère injustifié de ces restrictions apparaît lorsque les conditions dont elles assortissent les transferts, qui sont conçues pour assurer la réalisation de certains objectifs environnementaux¹⁸⁰, ne sont pas pertinentes en considération des circonstances écologiques particulières du transfert proposé. En d'autres termes, le transfert proposé n'est pas de nature à compromettre la réalisation des objectifs poursuivis, mais il est malgré tout sujet à une restriction (en termes de variation de valeur) du fait de l'application non sélective de la norme générale. Or il se peut très bien qu'il présente les conditions d'une minimisation des coûts d'observance. La norme de transfert est alors porteuse d'inefficience, parce que les restrictions qu'elle impose risquent de le dissuader¹⁸¹. On peut donc établir un parallèle entre cette inefficience relative de la norme de transfert de la deuxième catégorie par rapport à la norme de la troisième catégorie (infra) et l'inefficience relative des découpages administratifs par rapport aux normes de transfert se greffant sur le fonctionnement du marché: dans les deux cas, l'inefficience relève du risque de restrictions injustifiées¹⁸² assortissant les transferts optimaux, et les dissuadant pour cette raison. Le caractère dommageable des normes de la deuxième catégorie a été illustré par Tietenberg, qui a examiné dans cette optique la mise en oeuvre du programme d'*Emissions trading* par les Etats. Son étude est particulièrement intéressante, car elle ne montre pas simplement que les normes de la deuxième catégorie empêchent la réalisation d'une allocation optimale des permis du point de vue de la minimisation des coûts d'observance¹⁸³, mais

¹⁸⁰ Ces objectifs peuvent être l'uniformité géographique ou les autres objectifs signalés dans la section précédente.

¹⁸¹ A propos du programme d'*Emissions trading* tel qu'il est généralement mis en oeuvre par les Etats, TIETENBERG, 1985, p.91, écrit que "(...) *by making trades among all sources (but especially nonproximate sources) excessively expensive, the current policy has reduced the set of trading opportunities and raised the cost of compliance*" (c'est moi qui souligne).

¹⁸² Ces restrictions s'avèrent injustifiées du point de vue de la protection de l'environnement lorsque les circonstances particulières du transfert sont connues. Mais c'est précisément ces circonstances que ni les découpages administratifs, ni les normes de la deuxième catégorie ne prennent en considération par définition.

¹⁸³ L'on a vu plus haut qu'à San Francisco et à Los Angeles, et dans le contexte de la mise en oeuvre de la politique de *bubble*, les *offset ratios* étaient fonction de la distance séparant l'acheteur du vendeur (supra, notes 169 et 170). Ce principe est conforme au bon sens, car il est moins probable que les augmentations d'émissions de l'acheteur soient

également que ces normes peuvent exclure certaines possibilités d'améliorer la qualité de l'environnement¹⁸⁴.

Ces considérations révèlent la nécessité d'une approche plus sélective pour la définition des conditions des transferts, approche reposant sur la prise en compte de leurs circonstances environnementales spécifiques et sur la prévision consécutive de leurs impacts. Telle est l'idée des normes de la *troisième catégorie*: les taux d'échange requis pour la mise en oeuvre de l'objectif de la politique environnementale sont alors spécifiés en fonction de ces circonstances, et non en fonction d'une "règle universelle devant s'appliquer à toutes les sources"¹⁸⁵ (comme c'est le cas des normes de la deuxième catégorie, qui soumettent à un

compensées, écologiquement parlant, par les réductions du vendeur lorsqu'ils sont situés à grande distance l'un de l'autre (voy. supra, note 46: notion de sources distantes). *"Trades among distant sources will improve air quality at the seller's location, but may degrade it at the purchaser's location. To provide some (crude) compensation for this degradation, large offset ratios are required"* (TIETENBERG, 1985, pp.87-88). Tietenberg montre cependant que s'il s'agit certes de l'hypothèse la plus probable, elle n'est pas de nature à se vérifier dans tous les cas de transferts entre sources distantes. Ainsi, la règle de la distance *"(...) makes trades among nonproximate sources uniformly more difficult, regardless of the circumstances"* (ibid., p.88). Le caractère non différencié d'un tel régime est constitutif de son *inefficiency*: *"This is an excessively costly approach"; "By making trades much more expensive than necessary to meet the objectives, this blanket treatment eliminates many possible attractive trades"* (id.).

¹⁸⁴ *Tel serait le cas d'un transfert proposé entre sources distantes, le vendeur se situant dans une zone hautement polluée, et l'acheteur dans une zone moins polluée. "If consummated, the trade would hold emissions constant, (...), and would improve air quality in the most polluted area"* (id., c'est moi qui souligne). Suite à la vente de crédits, le vendeur devrait en effet réduire ses émissions, ce qui serait bénéfique pour la qualité de l'environnement dans la localité (fortement polluée) où il se situe. Du même point de vue écologique, les augmentations d'émissions corrélatives de l'acheteur ne seraient guère dommageables, puisqu'il se situe dans une localité moins polluée. Ce transfert bénéfique risque malheureusement de ne pas se produire, étant dissuadé par la rigueur injustifiée de l'*offset ratio* (ibid., pp.88-89). Relativement à cette question, voy. supra, chap.I, 2.2.5: le programme d'*Emissions trading* est destiné à assurer la réalisation des objectifs du *Clean Air Act*, qui sont distincts pour les zones conformes (maintien de la qualité de l'air) et pour les zones non conformes (assainissement de la qualité de l'air). C'est précisément en se référant à cette politique que Tietenberg a formulé l'argument qui précède: *"The current emissions trading program deviates from cost effectiveness in three main ways: (...) (2) by not giving favorable treatment to trades involving reductions at the most polluted receptors, there is too little incentive to attain ambient standards within the statutory deadlines"* (ibid., p.91).

¹⁸⁵ Ibid., p.88.

traitement identique tous les transferts réunissant les mêmes conditions générales de leurs hypothèses).

Il est essentiel de signaler qu'un tel régime suppose une *première particularité de procédure* au niveau de l'autorisation des transferts: ainsi qu'on l'a dit, une étude d'impact précédera nécessairement cette autorisation. Il faut en effet s'assurer que le transfert ne se soldera pas d'effets contradictoires par rapport à l'objectif de politique environnementale recherché (uniformité géographique, etc., voy. la section précédente). Cette assurance est également requise par les normes de la deuxième catégorie, mais elle se vérifie de façon différente. Des présomptions d'impact sont alors établies au départ de critères généraux (distance, nature du polluant): il suffit que les circonstances du transfert répondent à ces critères pour qu'il soit présumé conforme à la politique environnementale. Le cas échéant, des variations de valeur calculées sur la base des mêmes critères seront imposées. Les normes de la deuxième catégorie ne demandent donc aucune étude d'impact particulière, car cet impact est établi de manière présomptive par leurs critères. C'est en considération de ces derniers que sont imposées des formules déterminées de compensation d'émissions¹⁸⁶ entre les

¹⁸⁶ Et non pas des obligations de résultat en termes d'impact sur l'environnement. Ces résultats sont associés a priori aux formules de compensation prescrites, qui constituent elles-mêmes les conditions de l'admissibilité des transferts. A propos de la mise en oeuvre de la politique des zones non conformes du Clean Air Act, Tietenberg exprime clairement cette particularité en parlant d'une "*definition of reasonable further progress in terms of emissions improvement rather than air quality improvement*" (id. A propos de l'exigence de progrès raisonnable dans les zones non conformes, voy. la section précédente). Cette particularité provient d'ailleurs du statut lui-même. Il requiert en effet que les plans étatiques de mise en oeuvre, qui contiennent les programmes de permis, imposent dans ces programmes "*such reduction in emissions from existing sources in the area as may be obtained through the adoption, at a minimum, of reasonably available technology*" (s.7502(b)(3), c'est moi qui souligne). En tout état de cause, des réductions d'émissions sont donc prescrites, ce qui signifie que ce sont des formules d'émission que les Etats doivent utiliser (normes de la deuxième catégorie), et non des calculs d'impact (normes de la troisième catégorie). Il est en effet possible que de tels calculs révèlent l'admissibilité environnementale d'*augmentations d'émissions* en certains points, sans pour autant compromettre la politique du "progrès raisonnable". La légalité de la méthode de l'impact (par opposition à celle de l'émission) supposerait donc un changement de la disposition statutaire mentionnée (TIETENBERG, 1985, p.91: "*A statutory change defining reasonable further progress in air quality rather than emission terms (...)*"). La distinction entre les normes de transfert de la deuxième catégorie et celles de la troisième catégorie, qui concerne le niveau du fonctionnement du marché et des interventions administratives prenant place dans ce contexte rappelle celle qui

partenaires des transferts, formules du respect desquelles dépend l'admissibilité des transferts. En termes de procédure, il suffit donc de vérifier que le critère présomptif associé à l'application du taux d'échange pratiqué existe bien dans le cas particulier du transfert proposé. Les normes de la troisième catégorie, par contre, ne prévoient pas de critères présomptifs de ce genre: l'impact des transferts doit être calculé à chaque fois, préalablement à la spécification du taux d'échange applicable. C'est la raison pour laquelle ces normes se distinguent de celles de la deuxième catégorie du point de vue de la procédure à utiliser: une étude d'impact y précédera nécessairement la définition du taux d'échange.

Cette prestation spécifique de la procédure d'application des normes de la troisième catégorie conditionne donc l'autorisation des transferts qu'elles concernent, à la différence des normes de la deuxième catégorie. Concrètement parlant, l'on pourrait imaginer que cette prestation prenne la forme d'une anticipation de l'impact de chaque unité d'émission sur les récepteurs avoisinant l'acquéreur des permis, et placés par l'administration au moment de la conception initiale du marché¹⁸⁷. Cette étude d'anticipation pourrait être assumée financièrement par les pollueurs eux-mêmes ou par l'administration, dans l'exercice de sa compétence d'autorisation des transferts (infra, 4.4)¹⁸⁸.

a été présentée, au niveau de la conception administrative, entre la technique de l'émission et la technique de l'immission. L'on a pas alors traité, comme c'est présentement le cas, des prestations prescrites aux pollueurs par l'administration lorsqu'ils procèdent à des échanges de droits, mais des prestations administratives d'organisation avant que le marché ne commence à fonctionner. Dans le premier cas (technique de l'émission), il s'agissait pour l'administration de fixer un standard d'émission - le volume total d'émissions admissible - et de le diviser en portions individuelles, les "permis d'émission". Dans le second cas (technique de l'immission), il s'agissait pour elle de définir un objectif de qualité de l'environnement, à atteindre via la délivrance de "permis ambiants" (voy. supra, chap.III, 5.2.2 et 6.2).

¹⁸⁷ *A propos du placement de récepteurs dans un marché lors de sa conception, voy. ibid., pp.78-80. La question des récepteurs sera traitée ultérieurement, dans le contexte de l'étude de la surveillance ou du contrôle dans les marchés de pollution (infra, chap.V, 2.4.3).*

¹⁸⁸ *Dans le premier cas, les coûts de l'expertise seront significatifs de coûts de transaction, et dans le second, de coûts administratifs. Le choix de l'une ou de l'autre possibilité dépendra donc d'une décision relative à l'allocation des coûts au secteur privé ou au secteur public. Il importe par ailleurs de préciser que dans le cas où ce seraient les pollueurs qui se chargeraient de l'étude d'impact, la date de cette dernière devrait être certifiée. En effet, le taux d'échange conditionnant la conformité du transfert avec l'objectif*

Si l'on retourne à présent à la problématique de l'évaluation des avantages et inconvénients respectifs des normes de la deuxième et de la troisième catégorie, l'on voit donc bien que ces dernières possèdent une supériorité en termes d'*efficience économique*¹⁸⁹: comme les taux d'échange y sont spécifiés au cas par cas, en fonction de l'impact effectif prévisible des transferts, l'on ne risque guère de leur imposer des restrictions injustifiées. Ainsi qu'on l'a vu plus haut, ce risque existe par contre pour les normes de la deuxième catégorie, puisqu'il importe alors d'appliquer des taux génériques, indépendants de l'impact concret de chaque transfert. L'impact est alors simplement présumé, ce qui peut déboucher sur l'imposition de taux d'échange excessivement restrictifs eu égard à ses conditions d'impact réelles. En d'autres termes, c'est précisément ces dernières que les normes de la deuxième catégorie ont la particularité de ne pas prendre en ligne de compte, d'où le risque d'inefficience décrit.

L'efficience économique n'est cependant pas l'unique objectif des marchés de pollution, qui doivent également assurer l'*uniformité géographique* de la dispersion du polluant réglementé. De ce point de vue, le choix de normes de la troisième catégorie semble s'imposer en présence d'un polluant d'impact non uniforme, ou lorsque la configuration géographique du marché n'assure pas d'uniformité d'impact (comp. supra, chapitre III, 5.2.2). En effet, seul un calcul d'impact particularisé servant à déterminer le taux d'échange du transfert peut fournir l'assurance que ce dernier ne contredira pas cette valeur d'uniformité.

environnemental applicable est déterminé à l'issue de cette étude d'impact. Il importe donc que l'étude d'impact précède de peu le transfert, ce sans quoi les taux d'échange sur la définition desquels elle débouche risqueraient d'avoir perdu leur actualité: si le transfert intervenait beaucoup plus tard, les conditions d'impact pourraient s'être entretemps modifiées (infra, chap. VI, note 80). Cette exigence n'est vérifiable que si la date de l'étude d'impact est certifiée. Les experts la réalisant pourraient se voir attribuer cette responsabilité de certification.

¹⁸⁹ *Sous réserve de la charge financière de l'expertise qu'elles requièrent, à la différence des normes de la deuxième catégorie. S'exprimant en termes de coûts de transaction ou de coûts administratifs (voy. la note précédente), cette charge financière est un facteur d'inefficience propre aux normes de la troisième catégorie. De ce point de vue, elles sont donc moins efficaces que celles de la deuxième catégorie. L'argument principal suppose néanmoins que cette inefficience est moins pesante que celle qui provient des restrictions injustifiées des normes de la deuxième catégorie. L'on peut alors dire globalement que les normes de la troisième catégorie sont plus efficaces (moins inefficaces) que celles de la deuxième catégorie.*

Les normes de la deuxième catégorie, dont l'application est indépendante d'un tel calcul, devraient donc être exclues dans l'hypothèse environnementale décrite.

En ce qui concerne la garantie de l'uniformité géographique (prévention des *hot spots*), les normes de la troisième catégorie sont donc supérieures aux normes de la deuxième catégorie dans le contexte écologique en question. Toutefois, leur efficacité maximale de ce point de vue suppose un élément supplémentaire dans leur procédure d'application¹⁹⁰. Dans cette procédure, l'étude d'impact constitue déjà un premier élément essentiel, car elle permet de déterminer le taux d'échange adéquat pour le transfert (*supra*). La *deuxième particularité de procédure* dans la mise en oeuvre des normes de la troisième catégorie est celle de la publicité donnée au projet de transfert¹⁹¹. Cette formalité a pour fonction de donner aux "tiers" intéressés¹⁹² la possibilité de s'opposer aux transferts proposés en montrant que ceux-ci pourraient générer des *hot spots* dans leur voisinage, et leur causer un dommage particulier¹⁹³. L'on peut alors imaginer que l'enjeu de leur recours ou de leur intervention soit l'autorisation ou l'interdiction du transfert (opposition au transfert comme tel), ou bien la définition de ses conditions (modalisation des taux d'échange proposés)¹⁹⁴. C'est de ce

¹⁹⁰ Cette procédure est celle qui précède la formulation du taux d'échange spécifique du transfert.

¹⁹¹ Voy. à ce propos PEETERS, 1991, p.158; 1992, pp.107-108.

¹⁹² La notion de tiers désigne ici toute personne autre que l'administration (autorisant les transferts) ou les pollueurs (partenaires au transfert). Voy. PEETERS, 1991, p.157 (citoyens; associations de protection de l'environnement). La notion de *tiers intéressé* est plus restrictive: il ne peut s'agir que de personnes privées, et non pas d'associations de protection de l'environnement. En effet, celles-ci poursuivent un objectif d'intérêt public, alors que les *hot spots* lèsent des intérêts privés (voy. *supra*, note 113).

¹⁹³ Pour un exemple de dommage, voy. *supra*, chap.III, 5.3.1 (note 210).

¹⁹⁴ Pour PEETERS, 1992, p.110, il importe que les "conditions légales" auxquelles les transferts peuvent avoir lieu soient connues. Le recours ou l'intervention des tiers pourrait ainsi contester la conformité de la norme de la troisième catégorie assignée au transfert proposé (et définissant le taux d'échange qui lui est applicable, c'est-à-dire ses conditions particulières) par rapport à ces conditions légales (qui reviendraient à prescrire une obligation en termes d'impact pour tous les transferts: le respect nécessaire de l'uniformité géographique). Il faut préciser que le recours des tiers (*bezwaar* et *beroep*, *ibid.*, p.108) signifie qu'ils n'interviendraient qu'une fois que la norme de la troisième catégorie aurait été spécifiée. Leur intervention (*inspraak*, *id.*), par contre, les ferait participer à la procédure

dernier type d'enjeu qu'il est naturellement question dans le présent contexte, qui est celui des normes de transfert de la troisième catégorie. En effet, celles-ci ont été définies plus haut comme spécifiant des taux d'échange: pour les transferts, ces taux représentent des conditions, et n'ont pas pour enjeu de les autoriser ou de les interdire en tant que tels.

Cette publicité destinée à permettre un recours ou une intervention des tiers pourrait être considérée comme superflue du point de vue de la prévention des *hot spots* lorsqu'une étude d'impact est déjà prévue à cette fin (supra, première particularité de procédure). L'étude d'impact possède néanmoins la particularité de ne pas faire intervenir d'autres acteurs que les pollueurs et l'administration. Cette procédure se limite par ailleurs à anticiper l'impact des émissions sur les récepteurs placés par elle lors de la conception du marché (et éventuellement ultérieurement, suite à l'installation de nouvelles firmes dans la région). L'on peut alors imaginer que même un placement judicieux, tenant compte de toutes les circonstances géographiques influençant la dispersion du polluant, ne peut fournir une assurance totale contre la survenance de *hot spots*, parce que l'administration ne peut en avoir placé *partout*.

Ce problème a été décelé par Tietenberg à propos des marchés à permis multiples. Dans de tels marchés, le territoire est divisé en subdivisions internes organisées autour de récepteurs, placés de manière à tenir compte de la diversité des conditions d'impact de la région (supra, chapitre III, 5.2.2.1,3)). Tietenberg a envisagé l'hypothèse dans laquelle les pollueurs compteraient sur le placement limité des récepteurs pour augmenter leurs émissions au-delà de la norme là où aucun récepteur n'a été placé¹⁹⁵. Ces calculs, que l'on peut d'emblée qualifier de frauduleux, reposent sur la possibilité d'utiliser des "techniques de dispersion", c'est-à-dire des techniques visant à réduire la concentration du polluant au moment où son émission atteint un récepteur¹⁹⁶. Leurs implications du point de vue de la

même de sa spécification.

¹⁹⁵ TIETENBERG, 1985, p.63.

¹⁹⁶ "Dispersion techniques (...) enhance the dilution of emissions so that by the time the pollution reaches the monitors, concentrations are relatively low. Two such techniques are tall stacks, which inject the pollutants into the air at a height high enough to disperse them by the time they hit the ground, and intermittent controls, which vary emission rates with atmospheric conditions (such as allowing higher rates on windy days)" (id.).

responsabilité en cas de *hot spot* seront détaillées ultérieurement (infra, chapitre VI, 2.3.2.2: hypothèse du dol éventuel). Présentement, il est intéressant de signaler cette hypothèse, car elle révèle les limites de la prévention des *hot spots* par l'administration lorsqu'elle place des récepteurs (conception) et fixe des normes de transfert de la troisième catégorie (fonctionnement et interventions) en fonction de l'impact prévisible des émissions sur ces récepteurs. Indépendamment de telles manoeuvres délibérées de la part des pollueurs, des *hot spots* peuvent se présenter de manière imprévisible pour la simple raison que ni l'administration (lorsqu'elle place des récepteurs), ni les pollueurs (lorsqu'ils utilisent leurs droits), ne peuvent anticiper l'ensemble des facteurs qui les provoquent effectivement. Les *hot spots* représentent alors des risques qui ne peuvent apparaître effectivement au moment de l'autorisation des transferts - et cela même si des études d'impact l'ont précédée. Ces dernières limitent en effet leurs pronostics aux seules localités où des récepteurs ont été placés. Ces problèmes d'évitement et d'imprévisibilité pourraient être résolus si la procédure de définition des normes de la troisième catégorie s'élargissait, en faisant place à une intervention des tiers intéressés¹⁹⁷ ou en leur ménageant une possibilité de recours contre la décision prise. Informés de tout projet de transfert par des mesures adéquates de publicité, ils pourraient alors montrer que le transfert provoquerait un *hot spot* dans leur voisinage s'il se réalisait aux conditions de la norme prévue, et solliciter la formulation d'une norme différente destinée à en prévenir le risque. Ce second aspect de la procédure de spécification des normes de la troisième catégorie permet de comprendre pourquoi celles-ci possèdent un degré de particularité maximal: grâce à la publicité, à l'intervention ou au recours des tiers, ces normes sont véritablement formulées en fonction des caractéristiques de chaque situation individuelle d'échange.

En ce qui concerne l'organisation de la formalité de publicité, l'on peut concevoir par exemple la publication par voie de presse d'un avis signalant le projet de transfert¹⁹⁸. Cette tâche pourrait être assumée par les pollueurs eux-mêmes ou par l'administration, dans

¹⁹⁷ Voy. la note 192.

¹⁹⁸ PEETERS, 1992, p.108.

l'exercice de sa compétence d'autorisation des transferts (infra, 4.4)¹⁹⁹.

L'on dispose à présent de l'ensemble des éléments nécessaires pour comparer les avantages et inconvénients respectifs des normes de la deuxième et de la troisième catégorie au point de vue de la protection de l'environnement (uniformité géographique), de l'efficience économique (absence de restrictions injustifiées à la libre circulation des permis) et de l'attrait du marché. Si l'on s'interroge sur ce dernier aspect, les normes de la troisième catégorie accusent une faiblesse par rapport à celles de la deuxième catégorie, parce que leur application s'accompagne nécessairement des deux formalités de procédure qui viennent d'être décrites. A défaut d'une étude d'impact et de la possibilité d'intervention ou de recours des tiers, il ne serait en effet pas possible de définir un taux d'échange garantissant - du fait de sa particularité maximale - le maintien de l'uniformité géographique et la non-survenance de *hot spots*. Ces deux particularités de procédure sont toutefois de nature à relativiser l'*attrait du marché de pollution*, dans la mesure où elles amenuisent la flexibilité des transferts. La notion de flexibilité s'entend ici au sens où les décisions d'échange de permis entre deux pollueurs sont rapidement suivies d'effet (voy. le chapitre III, 3.3 in fine). De ce point de vue, les normes de la troisième catégorie, qui déterminent l'admissibilité des transferts, sont moins optimales que celles de la deuxième catégorie. Les formalités de procédure qui sont nécessaires pour leur spécification prendront en tout état de cause un temps plus ou moins long²⁰⁰. Les normes de la deuxième catégorie, par contre, ne requièrent pas

¹⁹⁹ *Id.*; PEETERS, 1991, p.158. Dans le premier cas, l'on enregistrera des coûts de transaction et dans le second, des coûts administratifs (comp. supra, note 188, à propos de l'étude d'impact). Il importe par ailleurs de préciser que dans le cas où les résultats des expertises réalisées par les tiers ne pourraient pas être consignés dans les documents d'une procédure administrative d'autorisation, en raison de l'absence d'une telle procédure (infra, 4.4), il serait essentiel de les conserver d'une manière ou d'une autre, et d'en certifier la date et l'authenticité. A défaut de cela, il serait impossible de vérifier la conformité du taux d'échange pratiqué par rapport aux prévisions issues de ces expertises (infra, chap.VI, note 80). Cette responsabilité de conservation et de certification des résultats d'expertise livrés par les tiers pourrait être attribuée aux experts s'étant chargés de les établir (comp. supra, note 188).

²⁰⁰ Elles généreront éventuellement aussi des coûts de transaction pour les pollueurs, s'il revient à ceux-ci de les prendre en charge (supra, notes 188 et 199). Toutefois, les coûts de transaction ne sont pas considérés comme des facteurs d'attrait, mais d'efficience économique.

l'accomplissement de telles formalités, parce qu'elles ne tiennent pas compte des circonstances d'impact spécifiques de chaque transfert proposé. Elles permettent donc de fixer plus rapidement les conditions d'admissibilité des transferts.

Ceci dit, et du point de vue cette fois de la prévention des *hot spots* et de l'efficience économique, l'on a démontré plus haut la supériorité des normes de la troisième catégorie par rapport à celles de la deuxième catégorie. La hiérarchie des objectifs politiques des marchés de pollution, de même que la méthode de solution de leurs conflits qui a été présentée au début du présent chapitre militent alors pour l'utilisation de normes de la troisième catégorie (mesures de régulation du fonctionnement du marché prises par l'administration elle-même ou spécifiées en fonction de critères prévus par elle, *infra*, 4.4). Selon la méthode de solution des conflits d'objectifs ayant été proposée, l'instrument du marché de pollution doit être abandonné lorsque la sauvegarde de l'objectif de politique environnementale poursuivi *compromet entièrement* son attrait. Dans le contexte de la présente problématique, il faut alors se demander si les lenteurs procédurales associées à l'utilisation de normes de la troisième catégorie sont de nature à dissuader la participation au marché, ou bien si les pollueurs peuvent malgré tout y être incités d'une manière ou d'une autre.

Selon l'opinion de K.-H.Ladeur, il est probable que les formalités en question éliminent toute incitation à la participation²⁰¹. Il faudrait alors renoncer à l'instrument du marché de pollution pour régler les problèmes environnementaux requérant l'utilisation de normes de la troisième catégorie (polluants d'impact non uniforme et configuration géographique inadéquate, *supra*). En effet, si l'uniformité géographique exige alors l'utilisation de normes de transfert entièrement individualisées, mais que celles-ci ne représentent par ailleurs aucun avantage pour les pollueurs, le marché de pollution perd son sens en tant qu'instrument d'incitation économique²⁰². En adoptant un point de vue légèrement différent, l'on peut néanmoins conjecturer qu'en dépit des lenteurs de procédure qui ont été décrites, les pollueurs trouvent un intérêt à participer au marché. En ce sens, les normes de la troisième

²⁰¹ Discussion avec le Professeur K.-H.LADEUR, Institut Universitaire Européen, 24 novembre 1994.

²⁰² Ceci rejoint la thèse de M.Peeters (*supra*, note 1).

catégorie ne compromettraient pas entièrement son attrait, et l'on continuerait à pouvoir s'en servir dans l'hypothèse environnementale décrite. L'on a montré plus haut que les normes de la troisième catégorie possédaient un degré d'efficacité supérieur par rapport à celles de la deuxième catégorie, dans la mesure où elles n'affectaient pas les possibilités de transfert de restrictions injustifiées. De la sorte, le transfert qui pourrait se réaliser sous des conditions optimales de minimisation des coûts, c'est-à-dire avec le partenaire dont les coûts de contrôle sont les plus bas dans le marché, n'est pas exclu par ces normes s'il ne compromet pas le principe d'uniformité géographique. En d'autres termes, et grâce à leur particularité, les normes de la troisième catégorie ont le mérite de ne pas imposer de conditions inutilement restrictives eu égard aux circonstances environnementales spécifiques du transfert proposé. Dépourvues de telles restrictions, elles compromettent donc moins les possibilités de transferts optimaux que les normes de la deuxième catégorie. Il faut certes reconnaître que d'après la classification des objectifs des marchés de pollution, cet argument concerne plutôt leur efficacité économique que leur attrait, puisqu'il renvoie à la minimisation des coûts d'observance. Toutefois, la distinction de l'efficacité et de l'attrait ne devrait pas être exagérément tranchée. En ce sens, l'on pourrait considérer que si la minimisation des coûts est un facteur d'efficacité, elle représente également un facteur d'attrait pour les pollueurs: leur participation au marché ne serait-elle pas particulièrement incitée par la perspective de pouvoir négocier un transfert avec le partenaire du marché dont les coûts de contrôle sont les moindres²⁰³ ? Le prix du permis acquis pourrait alors être réduit en conséquence.

²⁰³ TIETENBERG, 1985, parle d'ailleurs d'attrait et d'incitation à propos d'un tel argument. A propos des normes de la deuxième catégorie, il écrit que *"by making trades much more expensive than necessary to meet the objectives, this blanket treatment eliminates many possible attractive trades"* (p.88, c'est moi qui souligne). Le programme d'Emissions trading est principalement appliqué par l'intermédiaire de normes de ce type (supra). Tietenberg écrit alors dans le même sens que ce programme *"provides too little incentive to attain the ambient standards within the statutory deadlines"* (id., c'est moi qui souligne; voy. également *ibid.*, p.91).

4.4. La nature de l'acte de transfert: acte public, contrat privé ou acte mixte ?

Les développements de la section précédente décrivent le mode de définition du taux d'échange déterminant l'admissibilité d'un transfert en présence d'un polluant d'impact non uniforme et sous des conditions géographiques variables d'impact. Les normes de transfert de la deuxième catégorie sont spécifiées par application de critères généraux (nature du polluant, distance entre les sources), alors que les normes de la troisième catégorie sont fixées à l'issue d'une prévision individualisée des effets du transfert (étude d'impact, consultation des tiers). L'on s'interroge à présent sur la forme de ces spécifications, et plus précisément sur la question de savoir à qui elles incombent. En d'autres termes, la section précédente concernait le mode de spécification des normes de transfert; la présente section concerne par contre la charge de leur spécification. Dans ce contexte, il est intéressant de s'interroger sur les rôles respectifs que peuvent jouer les acteurs privés (partenaires des transferts) et les acteurs publics (éventuel organe administratif doté de la compétence d'autoriser chaque transfert²⁰⁴). Selon que l'on suppose ou non l'intervention d'un acteur public, qui *autoriserait* les transferts dont il *fixerait en même temps les conditions* (spécification du taux d'échange applicable), l'on pourra tenter de répondre à la question de la nature de ces transferts: s'agit-il d'actes publics, de purs contrats privés ou d'actes mixtes ? Il conviendrait toutefois de s'interroger préalablement sur la nécessité d'une *autorisation administrative individuelle* des transferts de droits, de même que sur les avantages et inconvénients d'un tel dispositif procédural par rapport à un système où les contrats se formeraient sur une *base simplement consensuelle* (échange des consentements de l'acheteur et du vendeur de permis).

Selon Peeters, une autorisation administrative individuelle de chaque transfert est requise lorsque s'y associe un risque d'impact localisé²⁰⁵. Cette hypothèse écologique est

²⁰⁴ PEETERS, 1991, p.157 et 1992, p.96, fait allusion à un organe de ce genre ("an appointed governmental authority"; "toestemming door een daartoe aangewezen overheidsorgaan").

²⁰⁵ PEETERS, 1991, p.157 ("the location of particular emissions"); 1992, p.99 ("locatiespecifieke milieu-effecten"). Cette nécessité d'autorisation étant de nature à compromettre l'attrait du marché (infra), de nombreux auteurs considèrent qu'un tel instrument est alors inapproprié (*id.*; ELMAN et LEVIN, 1990, p.9; TRIPP et DUDEK, 1989, p.376, note 12).

celle de l'émission d'un polluant d'impact non uniforme et de conditions géographiques variables d'impact (supra, chapitre III, 5.2.2 et 6.1.1). L'hypothèse de l'émission de polluants interdépendants doit également être signalée comme pouvant justifier un dispositif d'autorisation administrative individuelle (*ibid.*, 6.1.2)²⁰⁶. Peeters soutient cette thèse parce que selon elle, les formalités qui doivent nécessairement être accomplies pour prévenir les *hot spots* dans ces hypothèses (et déboucher, pour utiliser les termes de la présente approche, sur l'imposition de normes de la troisième catégorie en tant que conditions d'admissibilité des transferts) ne peuvent l'être qu'à l'occasion d'une procédure publique d'autorisation. Ainsi qu'on l'a vu pour l'hypothèse des risques d'impact localisé, ces formalités correspondent à l'organisation d'une étude d'impact et à la consultation des tiers intéressés. Selon Peeters, l'intervention ou le recours de ces tiers sont alors conditionnés par l'existence d'une procédure publique²⁰⁷. Dans le cas des polluants interdépendants, le principe d'"unité écologique" de l'environnement recommanderait également le passage par une procédure administrative d'autorisation individuelle: pour chaque transfert, l'administration devrait procéder à une étude destinée à établir son impact global sur la qualité de l'environnement, vu l'interaction du polluant émis avec d'autres substances²⁰⁸. Comme dans le cas précédent, l'on peut alors imaginer que l'étude d'impact débouche sur la spécification d'un taux d'échange applicable au transfert (norme de la troisième catégorie).

Si l'accomplissement des formalités signalées (étude d'impact et consultation des tiers)

²⁰⁶ PEETERS, 1992, p.94. A propos des polluants interdépendants, voy. également supra, chap.III, note 128: Dales signale un phénomène d'interaction aboutissant à l'annulation des effets chimiques d'un polluant par la présence d'un autre polluant. Le problème inverse d'une amplification de ces effets peut également se poser. Il est signalé par TIETENBERG, 1985, p.62. Une interdépendance de ce genre existe par exemple entre les oxydes de soufre et les composants organiques volatiles (*ibid.*, note 4 et la référence citée).

²⁰⁷ "De openbaarheid met betrekking tot de verplaatsingen zal vooral in dienst staan van de mogelijkheid voor derden om van inspraak-, bezwaar en beroepsrechten gebruik te maken. Deze mogelijkheid wordt echter voor een groot deel beïnvloed door de wijze waarop de overheidstoets van de verplaatsing wordt vormgegeven" (PEETERS, 1992, p.108). "In het geval dat gekozen wordt voor een individuele beoordeling van de verplaatsing, is er een aanknopingspunt voor een inspraak, bezwaar - en beroepsmogelijkheid voor (derde-) belanghebbenden terzake van een concrete verplaatsing" (*ibid.*, p.109, c'est moi qui souligne).

²⁰⁸ "Een integrale beoordeling door de overheid van de gevolgen voor de milieukwaliteit van een verplaatsing (...)" (*ibid.*, p.94, c'est moi qui souligne).

est donc indispensable pour la spécification de normes de la troisième catégorie dans les deux hypothèses environnementales décrites (risque d'impact localisé ou émission de polluants interdépendants), l'on peut toutefois mettre en cause la nécessité, pour ce faire, d'une procédure publique d'autorisation des transferts. Il est vrai qu'en pareil cas, la certification de la date de l'étude d'impact et des pronostics apportés par les tiers, de même que la conservation et l'authentification de ces derniers, ne seraient guère problématiques du fait de leur association à cette procédure. Ceci dit, l'on a vu plus haut qu'en l'absence d'une telle procédure, c'est-à-dire dans l'hypothèse où les contrats de transfert se formeraient sur une base simplement consensuelle, les experts appelés à intervenir pourraient assumer ces responsabilités de certification, de conservation et d'authentification²⁰⁹. L'on peut donc conclure que *la spécification de normes de transfert de la troisième catégorie ne suppose pas nécessairement le passage par une procédure publique: elle pourrait aussi avoir lieu dans le contexte privé de la formation d'un contrat de transfert*. Dans le premier cas, la charge de spécification incomberait à l'administration et dans le second, aux partenaires des transferts eux-mêmes (moyennant l'intervention d'experts indépendants).

Maintenant que l'équivalence fonctionnelle de la procédure publique et du contrat privé a été démontrée du point de vue de l'accomplissement des formalités nécessaires à la spécification des normes de la troisième catégorie, il conviendrait de s'interroger sur les avantages et inconvénients respectifs de ces deux mécanismes de formation des actes de transfert.

Dans le présent contexte, la *protection de l'environnement* recommande que les taux d'échange conditionnant l'admissibilité des transferts garantissent effectivement le maintien du principe d'uniformité géographique. Pour répondre en ce sens à l'exigence d'une considération individualisée des conditions d'impact de chaque transfert, l'on vient d'établir l'équivalence fonctionnelle de la procédure publique et du contrat privé. L'on ne peut donc pas affirmer la supériorité de l'un de ces mécanismes par rapport à l'autre. Il importe toutefois de souligner l'importance de l'indépendance des experts appelés à intervenir dans l'hypothèse de simples contrats privés. Au cas où le transfert générerait malgré tout un *hot*

²⁰⁹ *Supra*, notes 188 et 199.

spot, la responsabilité pourrait en être attribuée aux partenaires des transferts si le taux d'échange effectivement pratiqué par eux n'était pas conforme aux résultats des expertises (infra, chapitre VI, 2.3.2). Pour le juge, ces résultats doivent donc être fiables; en d'autres termes, il importe que les experts qui les établissent présentent toutes les garanties d'indépendance par rapport aux intérêts privés des pollueurs. La fiabilité des études d'impact et des preuves apportées par les tiers est moins problématique dans le cas d'une procédure publique, parce que l'on peut présumer que l'autorité administrative appelée à intervenir est par nature (de par son statut public) indépendante par rapport à ces intérêts privés.

Du point de vue de l'*efficience économique*, l'on peut considérer de manière similaire que les deux formes de la procédure publique et du contrat privé sont équivalentes. En tout état de cause, des coûts seront enregistrés à l'occasion de l'accomplissement des formalités procédurales nécessaires pour la définition du taux d'échange. Toutefois, ces coûts incomberont à l'administration dans l'hypothèse d'une procédure publique, et aux partenaires des transferts dans l'hypothèse d'un contrat privé. L'on enregistrera donc tantôt des coûts administratifs, tantôt des coûts de transaction²¹⁰. Ces deux types de coûts relativisent l'efficience économique de la procédure publique autant que celle du contrat privé.

La question de l'*attrait* du marché ne permet plus quant à elle de conclure à l'équivalence de ces deux formes, car il peut être montré que de ce point de vue, le contrat privé est préférable à la procédure publique. Nombreux sont en effet les auteurs qui considèrent que l'exigence d'une autorisation administrative octroyée à l'issue d'une procédure publique est de nature à dissuader la participation au marché en raison du manque de flexibilité qu'elle représente. La notion de flexibilité s'entend ici dans le même sens que dans la section précédente, comme la rapidité d'effet des décisions d'échange prises par les pollueurs (supra, 4.4). Le passage obligé par une procédure publique est alors considéré comme un frein dans ce processus. Pour les auteurs qui considèrent qu'une telle procédure est indispensable pour le maintien de la qualité de l'environnement lorsqu'existe un risque d'impact localisé ou pour l'émission de polluants interdépendants, il faut alors renoncer à l'instrument du marché de pollution, car ce dernier ne pourrait fonctionner en raison de son

²¹⁰ *Id.*

manque d'attrait²¹¹. A la différence de cette thèse, les développements qui précèdent ont montré qu'une procédure publique n'était pas essentielle dans ces hypothèses écologiques là²¹². L'on peut toutefois reconnaître, dans le même sens que cette thèse, qu'une telle procédure compromet la flexibilité dans le marché, et qu'en conséquence, les dispositifs de contrats privés sont préférables.

L'on pourrait à présent conclure cette évaluation des avantages et inconvénients respectifs des deux mécanismes de formation des actes de transfert que sont la procédure publique et le contrat privé. Du point de vue de la protection de l'environnement, ces deux formes sont équivalentes, pour autant que l'on puisse compter sur l'indépendance des experts intervenant pour les contrats privés. L'équivalence existe également du point de vue de l'efficience économique. Du point de vue de l'attrait du marché cependant, la forme du contrat privé est préférable. L'adoption d'un tel dispositif de forme ne compromettrait guère la priorité de l'objectif environnemental du marché, puisqu'il a été montré que moyennant l'indépendance des experts, il est fonctionnellement équivalent à celui d'une procédure publique. Cette conclusion est valable pour répondre à la question de la charge de spécification des normes de la troisième catégorie. A fortiori, elle devrait aussi valoir en ce qui concerne la charge de spécification de normes de la deuxième catégorie. Comme celles-ci définissent des taux d'échange par application de critères généraux (voy. le début de la section 4.3), elles ne requièrent ni étude d'impact, ni consultation des tiers. Or ce n'est que relativement à cette exigence de particularisation du taux d'échange que l'on a démontré l'avantage relatif d'une procédure publique. En l'absence d'une telle exigence, c'est-à-dire lorsque sont prévues des normes de transfert de la deuxième catégorie, aucune objection ne

²¹¹ A propos des risques d'impact localisé, voy. PEETERS, 1992, p.99: "Er is aanleiding om te stellen dat milieubelastende activiteiten waarbij de overheid geen rekening hoeft te houden met locatiespecifieke milieu-effecten, geschikt zijn voor toepassing van de vergunningenmarkt". A propos des polluants interdépendants, voy. *ibid.*, p.94: "Een integrale beoordeling door de overheid van de gevolgen voor de milieukwaliteit van een verplaatsing is derhalve niet goed verenigbaar met het doel van de vergunningenmarkt om aan de vervuilers een aanmerkelijke flexibiliteit te geven". Voy. également les références citées à la note 205.

²¹² En conséquence, le marché de pollution pourrait toujours être utilisé dans ces hypothèses sans perdre son attrait, puisque l'absence d'attrait est associée à la procédure publique.

pourrait être soulevée à l'égard d'une spécification du taux d'échange au niveau privé de la transaction entre l'acheteur et le vendeur de permis.

Les développements qui précèdent montrent que les actes de transfert peuvent se former de deux manières différentes: soit par *autorisation administrative* délivrée à l'issue d'une procédure publique, soit par *simple contrat privé* (question de forme). Parallèlement, la spécification de leurs conditions d'admissibilité (question de fond: normes de la deuxième ou de la troisième catégorie) sera réalisée par l'organe administratif compétent ou bien par les partenaires des transferts eux-mêmes. Une troisième variable de procédure pour la formation des actes de transfert est signalée par Peeters: l'*absence de réaction administrative* - endéans un délai déterminé - à l'annonce par les deux parties concernées du transfert qu'elles comptent réaliser²¹³. A la différence de l'autorisation administrative délivrée à l'issue d'une procédure publique, qui constitue un acte positif, l'autorisation prend alors la forme d'une abstention.

Maintenant que les différentes formes possibles des actes de transfert ont été présentées (procédure publique et autorisation positive, abstention d'interdiction du transfert par l'administration ou simple contrat privé), l'on peut tenter d'en identifier la nature: actes publics, actes privés ou actes mixtes ?

En raison de la stratégie de "libre marché" déployée par excellence dans les marchés de pollution, B.Zycher et A.Nentjes ont affirmé normativement que le contrôle administratif

²¹³ PEETERS, 1992, p.96. Il faut préciser que dans cette hypothèse, les parties devraient annoncer le transfert lui-même, mais également les conditions auxquelles elles comptent le réaliser (taux d'échange). Des normes de transfert de la deuxième ou de la troisième catégorie peuvent alors être prévues (supra, 4.3). Dans le premier cas, l'administration vérifiera la conformité du taux d'échange proposé par rapport aux critères généraux prévus pour le déterminer. Dans le second cas, elle vérifiera la conformité du taux proposé par rapport aux résultats d'expertise de l'étude d'impact et de la consultation des tiers (importance de l'indépendance des experts appelés à intervenir). La réaction administrative envisagée par Peeters consiste en une éventuelle interdiction du transfert annoncé (aux conditions proposées) avant l'écoulement du délai prévu (ibid., pp.96-97). S'il était nécessaire d'utiliser une norme de la troisième catégorie, sa spécification incomberait aux pollueurs eux-mêmes et non à l'administration, puisque celle-ci se limiterait à entériner le projet de transfert (absence de réaction dans le délai prévu) ou à la rejeter (réaction endéans ce délai).

de chaque transfert de droit (autorisation positive ou abstention d'interdiction) était inapproprié et qu'en conséquence, les transferts de permis devraient avoir la forme de *contrats privés*²¹⁴. Les développements qui précèdent se rapprochent de cette thèse, dans la mesure où ils concluent que cette forme répond mieux à l'exigence d'attrait du marché que celle de la procédure publique²¹⁵ (sans compromettre pour autant son efficacité économique, ni la protection de l'environnement). Il importe toutefois de préciser que même si les transferts prennent la forme de contrats privés, ils doivent en tout état de cause respecter les conditions d'admissibilité qui sont fixées par l'administration à l'occasion de la conception (normes de transfert de la première catégorie²¹⁶) ou du fonctionnement du marché (normes de la deuxième²¹⁷ ou de la troisième catégorie²¹⁸). Le respect de ces règles d'admissibilité constitue en quelque sorte la dimension "publique" de tout contrat de transfert, comme c'est au demeurant le cas pour tous les contrats privés valides.

Les développements qui précèdent montrent cependant que les actes de transfert dans

²¹⁴ ZYCHER, 1986, p.61: "*These permits could then be freely bought and sold without additional government involvement*" (cité in PEETERS, 1992, p.92, note 35, c'est moi qui souligne). Voy. également NENTJES, 1990 (cité in *id.*).

²¹⁵ Par ailleurs, si l'on compare l'autorisation publique positive à l'absence d'interdiction dans un délai déterminé, cette dernière forme est plus attractive. Il n'existe alors pas d'incertitude quant à la durée que prendra le processus d'autorisation: en tout état de cause, une décision sera rendue (éventuellement par abstention) à l'issue du délai prévu. Selon PEETERS, 1992, p.97, un tel dispositif est conforme à l'exigence de sécurité juridique des pollueurs. Aucune certitude n'est par contre fournie d'emblée quant à la durée du processus d'autorisation s'il doit passer par une procédure publique comprenant une étude d'impact et une consultation des tiers intéressés. Ceci est de nature à compromettre l'attrait du marché.

²¹⁶ Les normes de transfert de la première catégorie résultent de la création de subdivisions internes ou de zones au moment de la conception du marché (voy. *supra*, le début de la section 4.3).

²¹⁷ Les normes de la deuxième catégorie résultent de l'application des critères généraux prévus par l'administration comme mesures de régulation du fonctionnement du marché (*supra*, 2.3.3).

²¹⁸ Les normes de la troisième catégorie résultent de l'application des règles de forme (voy. les deux particularités de procédure décrites dans la section 4.3) destinées à évaluer l'impact particulier de chaque transfert. Ces règles de forme seraient prévues par l'administration à titre de mesures de régulation du fonctionnement du marché.

les marchés de pollution ne doivent pas nécessairement être des contrats privés, puisque l'on peut aussi concevoir qu'ils se forment par autorisation publique (positive ou par abstention). Dans ce cas, l'on ne pourra toutefois pas qualifier les transferts d'*actes publics* purs et simples, car il faut garder à l'oeil le fait que l'initiative des transferts reste en tout état de cause le fait d'acteurs privés, les partenaires du marché. Cherchant à minimiser ses coûts d'observance, le demandeur de permis est à la recherche d'un partenaire qui pourra lui en vendre à un prix inférieur à ses coûts marginaux de contrôle. De son côté, le vendeur est à la recherche d'un acheteur qui lui paiera un prix supérieur aux coûts de contrôle qu'il enregistre pour la création de droits (supra, chapitre III, 3.2). C'est dans cette dynamique de marché (débouchant sur un accord de volonté de l'acheteur et du vendeur de permis), et non dans une initiative publique, que chaque décision de transfert trouve son origine²¹⁹. Pour cette raison, l'on peut affirmer que même lorsqu'ils requièrent une autorisation publique, les transferts de permis conservent une dimension privée. L'autorisation publique en est certes une condition nécessaire, mais non suffisante. Deux conditions président alors à la formation d'un transfert valide: l'initiative de l'acheteur et du vendeur (l'échange de leurs consentements), et l'autorisation administrative (positive ou par abstention)²²⁰. Dans ce cas, l'on pourra dès lors qualifier le transfert d'*acte mixte*.

L'étude de la mise en oeuvre du programme d'*Emissions trading* révèle tantôt l'utilisation de la forme de la procédure publique, tantôt celle du contrat privé. Les réglementations de l'EPA de décembre 1979 autorisant les Etats à se servir du concept de *bubble* prévoyaient

²¹⁹ C'est pour cette raison que les marchés de pollution représentent pour l'administration une économie de coûts d'information (supra, chap.III, 5.4.2: problème de l'information imparfaite à propos des coûts de contrôle des pollueurs du marché; supra, 2.2.1: coût de l'information): l'identification des partenaires d'échanges optimaux du point de vue de la minimisation des coûts d'observance ne lui incombe pas, parce que le marché prend de ce point de vue le relais de l'action administrative (chap.III, 5.4.2: le relais du marché). En d'autres termes, c'est sur l'offre et la demande privées de permis que repose cette identification et les initiatives consécutives de transfert.

²²⁰ Ceci constitue par ailleurs la différence entre les marchés de pollution et les standards d'émission individualisés (supra, 2.2.1). Dans un tel système, et si l'administration était soucieuse d'efficacité économique, ce serait à elle qu'il incomberait d'établir les coûts de contrôle respectifs des pollueurs et d'adapter en conséquence les limitations d'émission qu'elle leur impose.

une procédure d'approbation publique de chaque transfert de permis. En effet, la procédure prévue était celle de la révision des plans étatiques de mise en oeuvre (*SIP*) des standards nationaux de qualité de l'air ambiant²²¹, et l'on a vu plus haut que cette procédure était toujours publique (chapitre I, 2.2.6). La lourdeur de cette procédure était de nature à décourager les opérations de transfert (manque d'attrait du marché), et fut à ce titre critiquée par le monde industriel. L'Etat du New Jersey a tenté de répondre à ces critiques en adoptant, dans un plan de mise en oeuvre, des dispositifs de conditions générales pour la validité des transferts. En conséquence, des transferts ont pu s'opérer sur la seule base de contrats privés, moyennant le respect de ces conditions générales. Cette tentative fut approuvée en avril 1981 par l'EPA, qui a ensuite annoncé que des critères étatiques généraux pourraient suffire à déterminer les conditions des transferts (*generic policy*), et que dès lors, la procédure de révision des *SIP* n'était plus requise à cette fin (voy. supra, chapitre II, 4.2).

4.5. Conclusion

Cette section, consacrée à la transférabilité des droits de pollution, fut l'occasion de présenter différents dispositifs de fond et de forme conditionnant la validité des transferts de droits. Quelles sont alors les correspondances qui peuvent être établies entre toutes ces conditions de fond et de forme ?

En ce qui concerne les conditions de fond, Peeters a distingué deux régimes possibles: celui d'une *autorisation de principe* des transferts, ou bien celui d'une *interdiction de principe*. Dans le premier cas, les transferts ne devraient observer que des conditions générales d'admissibilité, alors que dans le second, leurs conditions d'admissibilité devraient être individualisées en considération de leurs circonstances d'impact spécifiques. Au premier régime de fond, Peeters associe les formes du contrat privé et de l'abstention d'interdiction administrative, et au second, la forme de la procédure publique d'autorisation²²². En raison du manque d'attrait que représente cette dernière possibilité, elle conclut qu'il faut renoncer à l'utilisation du marché de pollution lorsqu'une telle procédure s'impose, c'est-à-dire lorsque

²²¹ Voy. COOK, 1988, p.76; STEWART et KRIER, 1982, p.92.

²²² PEETERS, 1991, p.157; 1992, p.96.

seules des conditions de transfert individualisées sont concevables pour garantir le maintien du principe d'uniformité géographique. Cette hypothèse est celle des problèmes de pollution à effets localisés²²³.

La présente approche se différencie de cette classification en partant de l'idée que dans un marché de pollution, tous les transferts devraient être autorisés par principe - ce à défaut de quoi il serait paradoxal de parler d'un marché. Ceci n'empêche pas d'envisager qu'on les soumette à des conditions d'admissibilité possédant des degrés de particularité différents: les *normes de transfert de la première* (niveau le plus général), *de la seconde* (niveau intermédiaire), et *de la troisième* (niveau le plus particulier) *catégorie*²²⁴. Du point de vue de la forme des transferts, l'on a vu que la nécessité d'appliquer l'une de ces catégories de normes plutôt qu'une autre ne recommandait aucun mode de formation spécifique. Ainsi par exemple, l'utilisation nécessaire de normes de la troisième catégorie dans l'hypothèse des problèmes de pollution à effets localisés (supra, 4.3) ne suppose pas nécessairement le détour par une procédure publique. En raison de son caractère plus attractif, la forme du contrat privé pourra être choisie (à condition que l'on puisse compter sur l'indépendance des experts). Dès lors, on peut conclure que même dans l'hypothèse écologique décrite, le marché de pollution reste concevable, gardant tout son attrait du fait du maintien de la forme contractuelle. En d'autres termes, l'utilisation d'une procédure publique (dissuadant la participation) n'est pas essentielle en pareil cas.

²²³ PEETERS, 1991, p.157. Voy. également STEWART, 1988b, p.167 et les références citées à la note 205.

²²⁴ En ce sens la présente classification se rapproche de l'étude de TIETENBERG, 1985, chapitre 4.

TROISIEME PARTIE

LA RESPONSABILITE ECOLOGIQUE DANS LES MARCHES DE POLLUTION

CHAPITRE V

L'EFFECTIVITE DE LA REGLEMENTATION DANS LES MARCHES DE POLLUTION

1. NOTIONS

1.1. Définition du concept d'effectivité

Dans le contexte du présent chapitre, la notion de *réglementation* correspond aux normes d'émission ou d'immission que se voient imposer individuellement les partenaires des marchés de pollution: celles-ci constituent les instruments de la mise en oeuvre des standards d'émission collectifs au départ desquels se constituent les marchés (en tenant compte éventuellement de l'impact des émissions réglementées sur le milieu écologique protégé, supra, chapitre III, le début de la section 5.2.2). Ces limitations individuelles sont imputées aux pollueurs à l'issue des opérations d'achat et de vente de permis, qui répondent, postérieurement à leur distribution initiale, à une dynamique de minimisation des coûts de contrôle (*ibid.*, 3.2). Elles confèrent aux pollueurs la prérogative d'émettre un polluant à concurrence d'une certaine quantité (chapitre IV, 4.2: normes de transfert) ou de provoquer un impact écologique spécifique, dans le respect de conditions spatiales et temporelles déterminées (chapitre III, section 6: la valeur du droit de pollution).

Dans le présent chapitre, le concept d'*effectivité* désigne quant à lui l'observance réelle de ces conditions par les pollueurs, exerçant les prérogatives que leur confèrent les droits de pollution qu'ils possèdent (notion d'*enforcement*, que l'on peut aussi traduire par celle d'*exécution*). Ainsi qu'on va le voir, cette observance réelle suppose d'une part des dispositifs de surveillance ou de contrôle (*monitoring*), et d'autre part des dispositifs de sanctions ou de pénalités (*penalties*). A propos de l'agence responsable de l'administration des programmes de permis transférables en général, J.Tripp et D.Dudek écrivent en ce sens qu'elle doit "être en mesure d'assurer que les restrictions affectant les activités de pollution soient exécutées,

en surveillant l'observance des limites et en sanctionnant la non-observance par des pénalités¹. Dans les marchés de pollution, la notion d'effectivité ou d'exécution de la réglementation renvoie donc à la fois au thème de la *surveillance* des activités de pollution réglementées (section 2) et à celui des *pénalités* assortissant les infractions à cette réglementation (section 3).

1.2. Le caractère mixte du thème de l'effectivité

Le développement du thème de l'effectivité pourrait à vrai dire prendre place dans le cadre de l'étude de la conception et du fonctionnement des marchés de pollution (deuxième partie de cette thèse). Il s'associe toutefois à des dimensions qui sont étrangères au contexte de la conception et du fonctionnement, et qui s'apparentent spécifiquement à celui des questions de responsabilité pouvant se poser dans ces marchés. C'est la raison pour laquelle l'on peut dire que l'effectivité (surveillance et pénalités) est un thème mixte. Les dimensions respectives des deux contextes qu'elle recouvre (conception et fonctionnement d'une part, responsabilité d'autre part) sont celles des acteurs qui interviennent (contexte d'acteurs) et des actes qui sont posés (contexte fonctionnel). Il s'agit à présent de montrer, eu égard à ces deux dimensions, que le thème de l'effectivité est pertinent dans le cadre de la deuxième partie de cette thèse, mais aussi dans celui de la présente partie. Ayant ainsi révélé les éléments qui l'associent spécifiquement au contexte de la responsabilité, l'on aura justifié le choix méthodologique de le développer dans ce contexte précis.

L'on peut considérer tout d'abord que la notion d'effectivité fait appel aux actes que doit accomplir toute administration soucieuse de la conception d'un marché optimal (chapitre III). Ces actes consisteront alors à organiser des dispositifs de surveillance et des processus de pénalisation. Comme on l'a vu plus haut, de nombreux auteurs considèrent en ce sens que la surveillance et les pénalités sont des objets de la conception administrative (*ibid.*, sections 2 et 4). Leur fonction consiste alors à permettre à l'administration de poursuivre et de faire pénaliser tout pollueur qui n'aurait pas respecté la réglementation relative à l'utilisation de

¹ TRIPP et DUDEK, 1989, p.375: "*The agency also must be able to ensure that the use of pollution restrictions are enforced, by monitoring compliance with the limits and imposing penalties for noncompliance*". Dans le même sens, voy. PEETERS, 1991, p.156.

ses permis (normes de transfert spécifiant les quantités émissibles; conditions spatiales et temporelles des activités d'émission²). Ce premier type d'action en responsabilité sera détaillé ultérieurement (chapitre VI, 1.1 et 3). Ce faisant, l'administration chercherait à assurer la réalisation des objectifs environnementaux qu'elle poursuit. En effet, il va de soi que la politique environnementale serait compromise à défaut d'un respect effectif de la réglementation³. L'exemple le plus évident de cette idée serait celui d'un dépassement du standard d'émission global, résultant d'une accumulation de violations des limitations individuelles assignées à chaque détenteur de permis.

Ensuite, l'on peut considérer que la notion d'effectivité concerne également les opérations d'achat et de vente de permis qu'accomplissent les pollueurs à l'occasion du fonctionnement du marché (chapitre IV). Plusieurs auteurs ont montré combien le degré d'incitation à acheter et à vendre des permis (participation au marché) dépendait des garanties d'effectivité assortissant la réglementation. A défaut de telles garanties, les permis n'auraient en effet guère de valeur économique: les pollueurs pourraient très bien se passer de leur acquisition pour se livrer aux activités polluantes qu'ils projettent. En d'autres termes, tout défaut d'effectivité de la réglementation (conditions pour polluer) se traduirait par une absence de demande de permis. D'où l'absence de valeur économique de ceux-ci puisque de leur côté, les firmes en possédant n'auraient guère de perspectives de vente pour cette raison⁴. La fonction des dispositifs de surveillance et de pénalités consiste alors à permettre à tout

² Ces diverses données constituent la valeur de chaque droit de pollution. La manière d'après laquelle elles sont fixées a été étudiée dans le cadre de la conception administrative (chap.III, section 6).

³ Voy. à ce propos PEETERS, 1990, p.156 et TIETENBERG, 1985, p.168 ("*Ineffective enforcement could undermine the quest for better air quality (...)*").

⁴ Voy. notamment HAHN, 1988, pp.177-178, note 14 ("*The value of a firm's marketable permits will depend, among other things, on the effectiveness of the enforcement system*"). PEETERS, 1991, p.159, ne parle pas quant à elle de "valeur économique" des permis, mais d'"incitation pour les pollueurs à agir de manière moins dommageable pour l'environnement" (voy. également PEETERS, 1992, p.101). En fait, la notion de valeur économique est alors concernée, parce que le comportement favorable à l'environnement que signale cet auteur consiste à réduire les émissions de pollution. Si toute réduction engendre la possibilité de créer des crédits pouvant être vendus (supra, chap.III, 7.2.1), elle est incitée à condition que ces crédits aient une valeur économique.

pollueur de poursuivre et de faire pénaliser celui qui n'aurait pas respecté la réglementation relative aux conditions d'émissions. Ce second type d'action en responsabilité sera détaillé ultérieurement (chapitre VI, 1.1), en partant du présupposé que les partenaires du marché ont intérêt à ce que la réglementation fixant la valeur de leurs permis soit effectivement respectée⁵. Eu égard à cet aspect, la surveillance et les pénalités déterminent également le succès de la conception administrative, puisque celle-ci se doit d'assurer l'attrait du marché, c'est-à-dire d'inciter la participation des pollueurs au marché⁶.

⁵ Il s'agit là d'un postulat que l'on adopte pour les développements qui suivent. Les considérations qui précèdent (supra, note 3) justifient ce postulat. Pour tout pollueur, cet intérêt est associé au respect de la réglementation par les autres pollueurs. Signalons toutefois que la notion d'intérêt des pollueurs peut également se concevoir du point de vue strictement individuel de chacun d'entre eux. Dans ce cas, il cesse d'être évident qu'ils ont intérêt à ce que la réglementation soit effectivement respectée. TIETENBERG, 1985, pp.171-173, a en effet montré que les pollueurs avaient intérêt à violer la réglementation dans la mesure où leurs coûts marginaux d'observance excédaient leurs coûts marginaux de non-observance. Les coûts d'observance incluent notamment les dépenses en équipements, les coûts du *lobbying* destiné à amender la réglementation et les coûts de procédure destinés à obtenir des exemptions ou des délais. Les coûts de non-observance correspondent quant à eux au produit de la probabilité de détection d'une violation et de l'imposition d'une sanction par l'importance des dépenses enregistrées une fois la violation établie (amendes, dépenses judiciaires, etc.). Pour relever le niveau d'observance, l'autorité de contrôle devrait donc améliorer ses dispositifs de surveillance (probabilité supérieure de détection, infra, 2.4.1) et/ou aggraver les sanctions prévues (infra, 3.3.1). Il faut préciser que la formule de non-observance de Tietenberg est établie pour les firmes indifférentes au risque. Les amateurs de risque opteront pour une violation de la réglementation même si la probabilité de sanction est supérieure à celle que prennent en considération les firmes indifférentes au risque (pour décider de violer la réglementation). Quant aux firmes adverses au risque, elles opteront pour le respect de la réglementation même si la probabilité de sanction est inférieure à celle que prennent en considération les firmes indifférentes au risque (pour décider d'observer la réglementation). Voy. *ibid.*, note 9.

⁶ L'effectivité de la réglementation détermine donc le succès de la conception administrative du point de vue de la lutte contre la pollution (supra, note 2) tant que du point de vue de l'attrait du marché. Tout défaut d'effectivité correspondrait alors à un échec politique. A propos d'échec politique, il est révélateur d'observer que les traducteurs de l'ouvrage édité par l'OCDE (1992a) utilisent la notion d'"efficacité" là où figure, dans la version originale, celle d'"effectiveness" (voy. notamment pp.23 et 251 de la version anglaise et pp.21 et 251 de sa traduction française). Terminologiquement parlant, ce dernier concept devrait plutôt être traduit par celui d'"effectivité", la notion d'efficacité correspondant quant à elle à celle d'"efficacy". Du point de vue du présent argument, cette erreur de traduction n'est cependant pas dommageable, puisque l'on montre précisément que toute lacune d'"effectivité" compromet l'"efficacité" de la politique poursuivie dans un marché de pollution.

En parlant de fonction des dispositifs de surveillance et de pénalités, l'on a introduit la problématique des questions de responsabilité susceptibles de se poser dans les marchés de pollution, et l'on a signalé deux types d'action en responsabilité possibles: celles qu'intenterait l'administration et celles qu'intenterait tout pollueur à l'encontre d'un pollueur qui n'aurait pas respecté la réglementation relative à l'usage de ses permis. Jusqu'à présent, le thème de l'effectivité n'a pas introduit d'éléments véritablement nouveaux par rapport à la seconde partie de cette thèse: les actes dont la pertinence est relevée sont d'une part l'organisation de dispositifs de surveillance et de pénalités par l'administration (conception administrative, chapitre III) et d'autre part la participation des pollueurs au marché (fonctionnement du marché, chapitre IV). Quant aux acteurs dont le rôle a été signalé, ils restent les mêmes, puisqu'il s'agit d'une part de l'administration (qui pose des actes de conception ou poursuit les contrevenants) et d'autre part des pollueurs (qui participent au marché ou poursuivent d'autres pollueurs).

L'intentement d'un recours en responsabilité constitue toutefois un type d'acte nouveau par rapport aux développements qui précèdent. De la sorte, le contexte fonctionnel est appelé à s'élargir: un dommage a été subi (par l'administration ou par un pollueur) et doit être réparé. C'est par cet intermédiaire que peuvent entrer en scène de nouveaux acteurs, c'est-à-dire des tiers par rapport aux interactions administration/pollueurs ou pollueurs/pollueurs qui ont été développées jusqu'à présent. Lorsque les pollueurs ne respectent pas les conditions d'utilisation de leurs droits, les intérêts de ces tiers peuvent en effet être lésés, ce qui peut les mener à intenter eux aussi des actions en responsabilité. Ce troisième type d'action en responsabilité sera détaillé ultérieurement (chapitre VI, 1.2 et 2), mais son hypothèse peut être esquissée d'emblée. L'on a vu plus haut que les normes de transfert servaient notamment à prévenir les *hot spots*, dans la mesure où les taux d'échange qu'elles prévoient permettent de spécifier la quantité d'émissions autorisée dans le chef de l'acquéreur de permis (réglementation: conditions quantitatives d'utilisation des droits, chapitre IV, 4.2). Par définition, les *hot spots* lèsent les intérêts de personnes tierces par rapport à l'interaction de l'administration et des pollueurs (acteurs dont ce sont les intérêts spécifiques qui sont étudiés dans le contexte de la seconde partie de cette thèse): les citoyens résidant à proximité du lieu où ils surviennent (*supra*, chapitre IV, 2.3.3).

Pour conclure, l'on peut dire que la question de la surveillance et des pénalités est associée au contexte fonctionnel de la responsabilité, qui est nouveau par rapport à ceux de la conception administrative et du fonctionnement du marché. La question de la responsabilité débouche par ailleurs sur l'intervention d'acteurs nouveaux par rapport à l'administration et aux pollueurs: les personnes privées qui seraient victimes de *hot spots*. Ces deux types de nouveautés semblent de nature à justifier l'étude de la surveillance et des pénalités dans un contexte distinct de ceux de la conception administrative et du fonctionnement du marché.

2. LA SURVEILLANCE

2.1. L'importance de la surveillance

La qualité de la surveillance déterminera le succès de la politique menée par toute administration qui conçoit un marché de pollution. L'observance des normes régissant l'utilisation des droits de pollution est en effet proportionnelle à son niveau de surveillance. Tel est du moins le constat qui se dégage de l'étude que T.Tietenberg a consacrée au comportement de minimisation des coûts des pollueurs soumis à ces normes⁷: les pollueurs devraient opter pour la non-observance de la réglementation lorsque celle-ci représente des coûts inférieurs à ceux de son observance. Les coûts de non-observance correspondent au produit de la probabilité de détection d'une violation (qualité de l'appareil de surveillance) par les dépenses marginales enregistrées une fois cette violation détectée (pénalités, infra, section 3). Dans la mesure où cette probabilité s'accroît du fait de la qualité de la surveillance, les coûts de non-observance s'accroissent et l'incitation à violer la réglementation s'amenuise. Par ailleurs, les *dispositifs de responsabilité* que toute violation doit pouvoir déclencher sont une composante du succès politique mentionné (supra, 1.2). Leur fonctionnement effectif est naturellement conditionné par la possibilité de détection des violations, et cette possibilité serait compromise par toute déficience de l'appareil de surveillance.

⁷ TIETENBERG, 1985, pp.171-173.

2.2. Les difficultés de la surveillance

2.2.1. Problèmes d'ordre scientifique

Comme le succès des programmes de permis transférables dépend de la possibilité d'une surveillance effective des émissions réglementées (supra, 1.2), les problèmes qui compromettent cette surveillance compromettent aussi la faisabilité de ces programmes⁸. L'ampleur de ces problèmes dépend notamment de la nature du polluant réglementé⁹: pour tout dispositif de surveillance, cette donnée peut représenter des problèmes scientifiques insurmontables et condamner le programme à l'échec. A propos par exemple du programme d'*Emissions trading*¹⁰ et dans le projet de conception d'un marché international pour la lutte contre l'effet de serre de l'OCDE¹¹, la présence de tels problèmes a été décelée. Ils n'ont toutefois pas été considérés comme dirimants, mais l'on a chaque fois insisté sur la nécessité de disposer de techniques de surveillance sophistiquées.

⁸ *Ibid.*, p.168; HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.60 ("*In general, (...) the system requires identifying some measure that can be monitored reasonably reliably at relatively low cost on an ongoing basis*"); HAHN et HESTER, 1988a, p.403.

⁹ Elle peut aussi dépendre par exemple du caractère fixe ou mobile des sources concernées. Selon Hahn et Hester, l'efficacité du contrôle est plus incertaine dans le cas des sources mobiles (*ibid.*, p.404: exemple du programme de permis du Dillon Reservoir).

¹⁰ "*Stationary source air pollution control is not one of the easier programs to enforce. Many of the pollutants are invisible to the naked eye and can be measured only with fairly expensive instrumentation*" (TIETENBERG, 1985, p.168).

¹¹ A ce propos, l'une des questions qui sont posées consiste à décider d'utiliser un marché pour les seules émissions de CO₂ ou pour tous les gaz à effet de serre. Les objections à cette seconde possibilité prennent parti de l'absence de méthodes précises de surveillance applicables à tous les gaz à effet de serre. Les partisans d'une telle généralisation du système comptent quant à eux sur une amélioration des méthodes de surveillance (STEWART et WIENER, 1990; JONES et CORFEE-MORLOT, 1992, p.21; DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.271). Par ailleurs, "en février 1991, une réunion internationale d'experts s'est tenue sous l'égide de l'OCDE afin d'examiner les problèmes et les perspectives en matière d'estimation des émissions et des puits de gaz à effet de serre. Au cours de cette réunion de travail, l'ensemble des gaz à effet de serre comprenant CO₂, CH₄, N₂O, NO_x, CO et les composés organiques volatils ont été passés en revue (...). Les comptes rendus finaux de la réunion ne sont pas encore disponibles mais la version préliminaire du rapport de synthèse donne à penser qu'il n'existe pas d'obstacles insurmontables à l'estimation et à la vérification des émissions et des puits de gaz à effet de serre" (*ibid.*, p.277).

2.2.2. Problèmes associés à la nature de l'instrument

Ces problèmes proviennent premièrement du fait que les programmes de permis transférables n'assignent pas de prescriptions en termes d'installation de technologies spécifiques de contrôle (comme le font les standards technologiques, supra, chapitre I, 2.3). Deuxièmement, ils proviennent du fait que ces programmes n'assignent pas de limitations d'émissions individualisées aux sources réglementées (comme le font les standards d'émission dans le modèle de commande et contrôle, supra, chapitre III, 1.2.1); par définition, une marge de manoeuvre est ouverte aux pollueurs, qui peuvent ventiler les contrôles entre plusieurs sources, pour autant qu'un niveau d'émissions global soit respecté (notion de flexibilité, supra, chapitre II).

2.2.2.1. L'absence de prescriptions technologiques

Selon R.Stewart, les critiques des mécanismes d'incitation économique prennent parti des difficultés de surveillance inhérentes à ces mécanismes pour en condamner l'usage. "Elles concluent qu'il faudrait utiliser des réglementations basées sur la technologie, parce qu'il est beaucoup plus facile de surveiller l'observance lorsqu'il s'agit d'installer des technologies de contrôle spécifiques que lorsqu'il faut mesurer des décharges effectives"¹². Dans le même sens que ces critiques, Tietenberg écrit que le programme d'*Emissions trading* contient un incitant à la non-observance, en raison de la substitution de coûts de fonctionnement ("*operating costs*" et "*noncapital-intensive control technologies*", par exemple recherche de changements dans les processus utilisés) aux investissements en capital ("*capital-intensive control technologies*"). La vérification de l'installation de ces dernières technologies ne poserait aucun problème particulier: il suffirait de s'assurer que le matériel prescrit a bien été mis en place. Dans le premier cas par contre, il n'y aurait pas de norme technologique prédéterminée. Ce sont alors les émissions effectives qu'il faudrait surveiller, et ceci de manière continue ("*continuous monitoring*") puisque le niveau d'émission autorisé varie chaque fois qu'il y a un transfert de permis (infra, 2.2.2.2). Cette double difficulté de la surveillance amenuiserait sa probabilité; en conséquence, un incitant spécifique à la non-

¹² STEWART, 1988a, p.166.

observance existerait du côté des firmes polluantes¹³.

L'absence de prescriptions technologiques compromet donc les activités de surveillance dans les marchés de pollution. Cette surveillance représentant un élément essentiel (supra), faut-il alors exclure l'usage de tels instruments, ou bien peut-on concevoir une adaptation du contrôle en dépit de la difficulté qui vient d'être décrite ? Aux Etats-Unis, le programme de permis d'émissions négociables relatif aux pluies acides contenu dans les amendements du *Clean Air Act* de 1990 a répondu à cette exigence en prévoyant un système de surveillance continue des émissions en provenance de toutes les sources visées ("*Continuous Emission Monitoring Systems*" ou *CEMS*)¹⁴. Il faut pour le moins reconnaître que cette solution requiert du côté des autorités de surveillance des dépenses supérieures à celles qu'elles enregistreraient en vérifiant simplement l'installation de technologies particulières: d'une part, il est plus simple de vérifier des prestations en termes d'installation d'équipements qu'en termes de pollution émise¹⁵; d'autre part, la vérification est moins complexe si elle se limite à des investissements en capital (observance initiale) que si elle s'étend aussi à leur entretien (observance continue)¹⁶. Ceci dit, cet argument perd une partie

¹³ TIETENBERG, 1985, pp.182-183 ("*The incentive for noncompliance effect*").

¹⁴ DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.267. Ces dispositions répondent donc, pour leur champ d'application spécifique, à la lacune que TIETENBERG, 1985, p.183, avait pu identifier au niveau de la surveillance dans le programme d'*Emissions trading* ("*(...) the Emissions trading program creates an even stronger need for continuous monitoring*"). Jusqu'alors en effet, les pratiques de surveillance, qui avaient été conçues pour des modèles de commande et contrôle (standards technologiques ou standards d'émission individualisés pour chaque source), s'étaient concentrées sur la vérification de leur observance initiale (vérification de l'installation des technologies prescrites ou rendant possible les niveaux d'émissions requis) et non sur celle de leur observance continue (vérification du maintien technique de celles-ci). Ce problème provenait de l'insuffisance des moyens disponibles des agences d'exécution, qui avaient en conséquence entretenu deux présupposés erronés: celui d'après lequel la garantie de l'observance initiale garantit aussi l'observance continue, et celui d'après lequel les déclarations des pollueurs eux-mêmes suffisent pour assurer cette dernière (*ibid.*, pp.177-178). D'où les statistiques d'observance décevantes des standards de commande et contrôle, telles celles qu'a pu établir en 1978 le *General Accounting Service (GAO)*. Ce service a en effet constaté que 78 pour-cent des sources considérées n'étaient pas en état d'observance des termes de leurs permis (*ibid.*, p.176).

¹⁵ Voy. la note 11.

¹⁶ Voy. la note 13 in fine.

de sa force si l'on considère que la surveillance continue ne s'impose pas seulement pour les systèmes de permis d'émission transférables, mais également pour les systèmes de standards technologiques. En effet, des frais d'opération ("*operating costs*") et de maintien ("*maintenance costs*") sont présumés par la plupart des technologies¹⁷. Le respect des standards qui les prescrivent suppose donc que la surveillance ne se limite pas aux investissements en capital qu'elles représentent, et qu'elle s'étende aux dépenses d'opération et de maintien qui sont requises¹⁸.

2.2.2.2. *La circulation des droits entre les sources*

Cette circulation, qui constitue le caractère spécifique des systèmes de permis transférables par rapport aux standards d'émission individualisés pour chaque source (politique d'incitation économique versus politique de commande et contrôle, supra, chapitre III, 1.2.1) y rend la surveillance plus difficile. Comme l'a noté M. Peeters, l'autorité qui en est responsable doit alors savoir comment sont réparties les prérogatives d'émission entre les pollueurs au moment où elle exerce son contrôle: la circulation des permis complexifie naturellement cette information¹⁹. Ceci ne pose par contre aucun problème en cas de normes individualisées, puisque ces prérogatives sont fixées lors de l'attribution des permis et ne sont

¹⁷ "Capital-intensive control technologies can deteriorate with use. The rate of deterioration is an economic as well as a physical variable, depending as it does on the level of maintenance performed on the equipment by the owners" (TIETENBERG, 1985, p.177). "High operating costs are not uncommon. The Council on Environmental Quality (...) reports that over the period 1979-88 cumulative operating and maintenance costs (excluding mobile sources) for air pollution were forecast to be \$ 103.9 billion, while cumulative annual capital costs were forecast to be \$ 79.4 billion. Others have found examples of control techniques where operating and maintenance costs are several times annual capital costs" (ibid., p.178).

¹⁸ "In order for technology-based standards to be effective, monitoring is needed to ensure that control equipment is properly operating. Non-compliance with existing regulatory standards because of substandard operation and maintenance is widespread" (STEWART, 1988a, p.166).

¹⁹ "Because of the possibility of transferring the pollution rights, the legal duties of the polluters will be changing. When the government wants to control the activities of a polluter, it has to know exactly what the legal position of the polluter is. The government has to know the pollution rights on which a polluter bases a claim, and how much pollution a polluter has caused" (PEETERS, 1991, p.159).

plus amenées à changer par la suite (pas de circulation des permis).

Deux types de dispositions réglementaires signalées par le même auteur pourraient permettre d'atténuer cette difficulté spécifique de la surveillance. "Premièrement, les règles spécifiant les restrictions juridiques de la liberté des pollueurs devraient être claires et ne pas se prêter à des interprétations différentes. Les *conditions d'acquisition* et d'utilisation des droits de pollution doivent être claires"²⁰. En l'absence d'une telle certitude, la tâche de l'autorité de contrôle serait beaucoup plus complexe en raison du caractère problématique de l'identification des titulaires de droits²¹. Deuxièmement, un bon enregistrement des *transferts de droits de pollution* est recommandé et l'obligation d'enregistrer tout transfert devrait être prévue par la loi"²². La répartition des prérogatives de pollution étant amenée à changer au fil des transferts, ceux-ci doivent pouvoir être suivis avec précision par l'autorité de contrôle grâce à un mécanisme d'enregistrement (infra, 2.3.2).

Indépendamment du problème d'information que représente la circulation des droits, celle-ci est à l'origine d'une difficulté supplémentaire qu'a relevée Tietenberg. "Par définition, les compensations d'émissions changent la répartition des émissions en provenance des diverses sources. Comme certaines d'entre elles sont par nature plus faciles à surveiller que d'autres, les changements de cette répartition peuvent rendre l'exécution plus ou moins difficile"²³. Bien entendu, l'on peut aussi s'attendre, ainsi que le révèle la citation, à ce que le contrôle soit favorisé du fait d'un déplacement des prérogatives d'émission vers des sources plus faciles à contrôler²⁴. Toutefois, rien ne garantit que les échanges de permis débouchent

²⁰ *Id.*, c'est moi qui souligne.

²¹ "This will benefit the controlling authorities (...)" (*ibid.*, p.160).

²² *Id.* C'est moi qui souligne.

²³ TIETENBERG, 1985, p.181 ("The monitoring effect").

²⁴ "For example, the Du Pont Chambers Works bubble in Deepwater, New Jersey, allows Du Pont to overcontrol 7 large stacks to 99 percent in lieu of 85 percent controls on 119 petrochemical process-fugitive sources. In addition to reducing emissions by some 2,331 tons per year and saving over \$ 12 million in capital costs, this approach made enforcement easier by reducing the number of emission points to be monitored (the process-fugitive sources can now go unmonitored) and by shifting control to those points which are easier to monitor"

sur une telle répartition. Il s'agirait plutôt là d'un effet du hasard: comme les coûts de surveillance n'incombent pas aux pollueurs mais aux autorités qui en sont responsables, ceux-ci ne seraient pas incités à opter pour des répartitions favorables à la surveillance. L'on pourrait même s'attendre à ce qu'ils optent délibérément pour des répartitions défavorables à la surveillance, afin de se ménager la possibilité d'éviter la réglementation²⁵.

La déclaration de l'EPA du 11 décembre 1979 relative au concept de *bubble* (supra, chapitre II, 4.2) a anticipé ce problème et l'a contré en soumettant l'admissibilité des transferts de nature à générer ce type de problème à une démonstration d'équivalence (émissions de composants organiques volatils, lorsque les sources réglementées interfèrent avec d'autres points d'émission de matières similaires, mais non soumis à la réglementation)²⁶.

Si la circulation des droits entre les sources complexifie donc la surveillance dans les marchés de pollution, celle-ci n'en est pas pour autant compromise du fait que des adaptations peuvent y être apportées en considération de cette difficulté spécifique. Comme on va le voir à présent, la circulation des droits représente toutefois également un problème plus grave: étant inhérent à l'instrument du marché lui-même, il ne semble guère que des correctifs puissent y être apportés²⁷. Ce problème provient du fait que la circulation des droits génère nécessairement des augmentations d'émissions du côté des sources acquéreuses de permis et

(*ibid.*, pp.181-182).

²⁵ *"This creates a bias toward mixes that are more difficult to enforce"* (*ibid.*, p.182).

²⁶ 44 FR (*Federal Regulations*) 71788 (11 décembre 1979), cité in *ibid.*, p.182, note 31. *"Trades which offer reductions in fugitive dust for stack particulates are a case in point. Because fugitive dust can come from roadways, construction sites, or other nonpoint sources, particulate reductions achieved by controlling fugitive dust emission points are more difficult to monitor than other trades"* (*ibid.*, p.182). A propos des modalités de la preuve d'équivalence, voy. *id.*

²⁷ Il faudrait donc renoncer à se servir du marché (*ibid.*, p.184: *"This appears to be one of the most serious threats to the viability of the program"*).

de la difficulté de définir les niveaux d'émission de base de ces sources²⁸. Pour cette raison, la mise en oeuvre d'un marché de pollution pourrait se solder d'un "effet de non-équivalence" sur la qualité de l'environnement²⁹, ce qu'il s'agit maintenant d'explicitier. La surveillance consiste à vérifier la conformité des activités d'émission des pollueurs avec les termes de leurs permis. L'identification de cette conformité lors du contrôle ne constitue cependant pas l'assurance que l'objectif environnemental sera réalisé en raison de la difficulté de la définition des niveaux d'émission de base par source, au départ desquels l'organe de surveillance procède à ses constats de conformité. Tietenberg a signalé cette difficulté au départ du constat des déficiences des "inventaires d'émissions"³⁰ disponibles dans le contexte du programme d'*Emissions trading*. Selon lui, ces inventaires contiennent souvent des informations erronées ou non actuelles³¹. Ne fournissant de la sorte aucune base de contrôle fiable, ils ne permettraient donc pas d'écarter tout effet de dégradation de la qualité de l'environnement résultant de la mise en oeuvre du programme (inadéquation de la surveillance provenant d'une sous-estimation des niveaux d'émission de base des acquéreurs de permis³²).

²⁸ La notion de niveau d'émissions de base a été évoquée précédemment, à propos du mode de création des crédits d'émission dans le programme d'*Emissions trading*: toute réduction d'émissions génératrice d'un droit doit alors être "excédentaire" par rapport à un "niveau d'émissions de base" (supra, chapitre IV, 7.2.1).

²⁹ TIETENBERG, 1985, p.183 (*The nonequivalence effect*).

³⁰ "*The emissions inventory in principle contains the amount of emissions contributed to the airshed by every individual major source and every category of smaller sources*" (TIETENBERG, 1985, p.183).

³¹ "*In practice these inventories frequently contain outdated or simply mistaken estimates. A study conducted by New York City's Division of Air Resources to ascertain the reliability of the emissions inventory illustrates the point. As part of this study, a door-to-door check of heavily industrialized areas was conducted. Some 37 percent of the identified sources that should have been in the inventory were not. Of the sources that had been known previously, some 30 percent had not renewed their certificates to operate as required. Since these renewals are usually used to update the inventory, this is another source of inaccuracy*" (id.).

³² "*To the extent actual emissions (as opposed to calculated emissions) increase as a result of an inadequate emissions inventory baseline, air quality deteriorates - a clear violation of the intent of the program*" (ibid., p.184). L'on peut signaler par ailleurs que le même problème de surveillance pourrait provoquer l'apparition de "réductions de papier" (supra, chap.III, note 343) du côté cette fois des vendeurs de permis. En effet, l'autorité de surveillance qui ne disposerait pas d'un inventaire correct et actuel de leurs émissions ne serait pas en mesure de vérifier qu'ils ont effectivement procédé aux réductions d'émissions

Dans les marchés de pollution, la circulation des droits entre les sources complexifie donc la tâche de surveillance des autorités de contrôle (problèmes d'information et répartitions défavorables à la supervision). Par ailleurs, la circulation génère des augmentations d'émissions du côté des acheteurs de permis, sans que les autorités de contrôle ne soient toujours en mesure d'en vérifier l'équivalence d'effet sur l'environnement. L'on peut donc conclure qu'en tout état de cause, la circulation des droits rend la surveillance plus difficile; si les inventaires d'émissions utilisés sont déficients, elle peut même compromettre la garantie d'équivalence que la surveillance est supposée fournir. De manière plus générale, l'on peut dire cependant que la circulation des droits représente aussi un facteur de simplification de la surveillance. Elle constitue en effet le facteur même de la minimisation des coûts d'observance dans les systèmes de permis négociables (chapitre III, 3.2). Comme Tietenberg, l'on peut alors conjecturer que de tels systèmes rencontreront une observance supérieure à celle des mécanismes de commande et contrôle, qui représentent pour les pollueurs des coûts plus importants. D'une part, l'incitation à violer la réglementation sera moins grande de leur côté, puisque les économies qu'ils réaliseraient alors seraient moins importantes (coûts d'observance moindres dans les marchés de pollution). La réglementation serait donc mieux observée, ce qui allégerait la charge des autorités de contrôle³³. D'autre part, et toujours du fait de la faible importance des coûts d'observance, les autorités de contrôle seraient moins réticentes à veiller à une exécution rigoureuse de la réglementation³⁴.

requis pour toute vente de droits. Toutefois, ce ne serait le cas que si l'inventaire surestimait les émissions des vendeurs. D'autre part, ce problème ne serait pas l'apanage de l'instauration d'un marché de pollution, car il pourrait également se poser en cas d'instauration d'un système de standards d'émission individualisés par source sur la base d'un vide juridique, ou dans l'hypothèse où de tels standards deviendraient plus restrictifs (modèle de commande et contrôle, supra, chap.III, 1.2.1). Tout nouveau standard de ce genre prescrivant une réduction d'émissions, l'autorité de surveillance devrait comparer le niveau d'émissions antérieur de la source contrôlée au niveau nouvellement prescrit: la différence entre ces deux niveaux devrait alors correspondre à la réduction prescrite. En pareil cas, l'on doit donc également disposer d'un inventaire d'émissions permettant d'établir les émissions antérieures de la source contrôlée, qui constituent l'un des termes de la comparaison. Comme dans le cas précédent, toute erreur de cet inventaire (surestimation des émissions antérieures) déboucherait sur un constat de conformité même en l'absence de la réduction prescrite.

³³ *Ibid.*, pp.180-181.

³⁴ *Ibid.*, p.181. Aux Etats-Unis, l'on a même relevé une tendance des *tribunaux* à fournir des exemptions aux réglementations représentant des coûts d'observance relativement élevés

2.3. La compétence et les moyens de la surveillance

2.3.1. La compétence de la surveillance

Se concevant comme un moyen d'identification des pollueurs qui n'auraient pas respecté les termes de leurs permis, la surveillance débouchera sur des actions en responsabilité destinées à les pénaliser d'une manière ou d'une autre pour ces faits de non-observance (infra, chapitre VI, 1.1)³⁵. En raison de cette fonction de la surveillance, l'"autorité de contrôle"³⁶ qui la réalise aura nécessairement un statut public³⁷. Les actions en responsabilité dont il est question peuvent être intentées par l'autorité publique elle-même qui assume la gestion du programme de permis négociables concerné. Cette autorité peut en même temps se charger de la surveillance³⁸. La compétence de l'intentement des recours et celle de la surveillance peuvent également appartenir à une instance spécialisée en matière

pour les pollueurs (*ibid.*, p.179).

³⁵ *Ibid.*, p.169, note 2: "The reporting requirements (...) form the basis for enforcement actions".

³⁶ Voy. notamment *ibid.*, pp.170, 173 et 181 (*control authority*) et PEETERS, 1991, p.160 (*controlling authorities*).

³⁷ STEWART, 1988a, p.166 et PEETERS, 1991, p.160, signalent que l'auteur de la surveillance est le gouvernement, envisagé de manière générale.

³⁸ Le programme d'*Emissions trading* est un exemple. Les recours en responsabilité contre les pollueurs qui ne respectent pas les termes de leurs permis sont exercés par l'EPA (s.7413 du *Clean Air Act*). Cette agence est également compétente pour la surveillance des installations réglementées (s.7414(a) du CAA: "Authority of Administrator": "For the purpose (...) (ii) of determining whether any person is in violation of any such standard or any requirement of such a plan, (...) (1) the Administrator may require any person (...) to (A) establish and maintain such records (...) as he may reasonably require; and (2) the Administrator (...) shall have a right of entry (...) and (B) may at reasonable times have access to and copy any records (...)"). La section 7414(b) du CAA permet à l'EPA de déléguer sa responsabilité de surveillance aux Etats, en ce qui concerne les firmes situées sur leurs territoires respectifs (voy. infra, note 39). TIETENBERG, 1985, p.169, a toutefois constaté que cette disposition n'était pas utilisée, et donc que la surveillance continuait d'être exercée par l'EPA, dans les cas complexes ou si l'Etat concerné avait des raisons politiques de fermer les yeux sur certains faits de violation. Ce maintien de compétence de l'EPA est autorisé par la section 7414(b)(2) du CAA: "Nothing in this subsection shall prohibit the Administrator from carrying out this section in a State".

d'exécution³⁹. Une troisième possibilité consiste à réserver la compétence des recours à l'autorité publique responsable de la gestion du programme, mais à conférer la tâche de supervision à une instance publique distincte⁴⁰.

2.3.2. Les moyens de la surveillance

La surveillance consiste à vérifier la conformité des émissions effectives des pollueurs avec les permis qu'ils détiennent. L'autorité de surveillance doit donc être en mesure de savoir à qui appartiennent les permis au moment où elle exerce son contrôle⁴¹. Inhérente à l'instrument du marché de pollution, la circulation des permis complexifie naturellement cette

³⁹ Voy. HAHN, 1988, p.177: "A problem will also arise in situations where firms are emitting at levels that exceed those allowed by their emission rights. This problem is precisely analogous to the problem where an operating permit is violated. The regulatory agency will need to develop ways of dealing with such problems. A logical place to start is to refer these problems to the enforcement staff" (c'est moi qui souligne).

⁴⁰ Cette possibilité devrait normalement être utilisée dans tout système de permis négociables conçu à l'échelon international. Si des mécanismes de responsabilité y étaient prévus, les recours devraient être exercés par l'"agence environnementale" internationale (notion utilisée par DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.279, dans le cadre du projet de l'OCDE en matière de changement climatique). Toutefois, la souveraineté des Etats s'opposerait à ce que cette agence exerce elle-même la surveillance. Celle-ci incomberait alors aux Etats participants: "(...) chaque pays devra disposer d'un système capable de produire les informations nécessaires pour démontrer que ces émissions respectent les limites d'émissions agréées internationalement" ("rapports nationaux de conformité"); "Le contrôle des certificats de réduction d'émissions serait effectué au niveau national et les résultats seraient transmis à l'organisme chargé de la coordination à l'échelon international" (*ibid.*, pp.277-278). En raison de la souveraineté des Etats, la surveillance devrait donc se réaliser au niveau national. C'est la raison pour laquelle les projets de surveillance par satellite des forêts tropicales ("puits" de CO2 dont l'abattage serait réglementé) posent des "problèmes institutionnels" (*ibid.*, p.276). En effet, la surveillance par satellite se réaliserait par nature sur le plan international. Le programme d'*Emissions trading*, quant à lui, n'exclut pas que la surveillance constituant la base des recours en responsabilité intentés par l'EPA (s.7413 du CAA) soit réalisée par les Etats (s.7414(b): "State enforcement". Voy. également TIETENBERG, 1985, p.177, qui fait allusion à des "state enforcement agencies"). L'on a toutefois montré que dans les cas complexes ou politiquement délicats, c'est par l'EPA que la surveillance continuait d'être exercée. En ce qui concerne la surveillance des émissions des véhicules automobiles, le *Clean Air Act* prévoit une compétence des Etats (s.7410(a)(2)G. Voy. supra, chap.I, 2.2.1.3).

⁴¹ Voy. par exemple HAHN, 1988, p.178 ("A record keeping system would need to be installed to keep track of changing ownership of emission rights").

tâche d'information (supra, 2.2.2.2). La surveillance doit donc se donner les moyens de suivre cette circulation, afin que l'on puisse savoir qui est titulaire de permis et qui ne l'est pas. Le suivi des transactions à des fins de surveillance soulève tout d'abord une question fonctionnelle. A propos de cette tâche, l'on parle par exemple d'un "enregistrement"⁴², d'un "tracé"⁴³ ou d'un "relevé des transactions utilisable à des fins d'analyse"⁴⁴. Pour que cette tâche puisse être accomplie correctement, les partenaires du marché devraient être soumis à une obligation de déclaration de leurs transactions à l'organe compétent⁴⁵, et ces déclarations devraient faire l'objet de vérifications périodiques⁴⁶. Une question organisationnelle se pose ensuite: l'organe se chargeant de l'enregistrement des transferts posséderait-il un caractère public ou privé ? Son *statut public* pourrait provenir du fait qu'il s'agirait de la même personne que celle qui réalise la surveillance. Cette entité ne se chargerait ainsi pas seulement de la surveillance proprement dite, mais également de l'enregistrement des transferts, qui constitue un moyen à la disposition de cette surveillance⁴⁷. L'on pourrait aussi concevoir qu'une *instance privée* se charge de l'enregistrement. L'autorité de surveillance ferait alors appel aux services de cet organe d'enregistrement pour réaliser son contrôle. D.Dudek et T.Tietenberg font allusion à une telle solution privée dans le cadre du projet de permis négociables destiné à lutter contre l'effet de serre de l'OCDE⁴⁸. Pour M.Peeters, cette solution serait justifiée en considération du fait que les pollueurs eux-mêmes, qui constituent

⁴² PEETERS, 1991, p.160; 1992, p.103.

⁴³ HAHN et HESTER, 1988a, p.404 (à propos du programme de *Lead trading* de l'EPA).

⁴⁴ DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.279 (à propos du système international de permis négociables conçu par l'OCDE pour la lutte contre l'effet de serre).

⁴⁵ PEETERS, 1991, p.160 ("(...) *the duty to register a transfer should be regulated by law*"); HAHN, 1988, p.178.

⁴⁶ *Id.*

⁴⁷ PEETERS, 1992, p.103, parle en ce sens d'un "enregistrement *par l'autorité*" de contrôle (c'est moi qui souligne). Elle justifie cette solution en considérant que l'enregistrement permet à cette autorité de réaliser sa mission de surveillance de l'observance de la réglementation et de poursuite des contrevenants ("*Een dergelijke registratie is in het belang van de handhaving van de regeling door de overheid (...)*").

⁴⁸ "(...) le relevé des transactions (...) utilisable à des fins d'analyse (...) serait géré par un organisme privé" (DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.279).

une collectivité privée, ont également intérêt à ce qu'un enregistrement correct soit réalisé, même si cet enregistrement sert primordiallement à permettre à l'autorité de surveillance de remplir sa mission. En effet, l'enregistrement donnerait aux pollueurs "un aperçu de la circulation des droits de pollution et une information sur la possibilité d'acheter ou de vendre des droits de pollution"⁴⁹. L'enregistrement n'est donc pas simplement un moyen de surveillance, car il sert aussi pour la communication de la disponibilité des droits (supra, chapitre IV, 3.1). L'on peut aussi rappeler qu'il peut être utile pour l'émission de signaux de prix (*id.*). Ce dernier élément représentant également un intérêt pour la collectivité privée des pollueurs du marché (caractère attractif de ce marché), l'on dispose d'un motif supplémentaire pour rejoindre l'idée d'une solution privée en matière d'enregistrement.

2.4. Les modalités de la surveillance

2.4.1. La qualité de la surveillance

Selon la formule de Tietenberg, la non-observance de la réglementation provient du fait que pour les pollueurs, elle représente des coûts inférieurs aux coûts d'observance (supra, 2.1). Les coûts de non-observance correspondent au produit des dépenses marginales enregistrées une fois qu'une violation a été détectée (pénalités) par la probabilité de sa détection⁵⁰. Cette probabilité constitue ce que l'on entend ici par qualité de la surveillance. Toute amélioration des performances de la surveillance se traduit donc par un accroissement des coûts de non-observance: lorsque ceux-ci en viennent à excéder le niveau des coûts d'observance, l'incitation à violer la réglementation disparaît du côté des pollueurs. Cette analyse pourrait inspirer toute autorité de contrôle confrontée à des phénomènes de non-observance: en améliorant ses performances de surveillance, elle relèverait le niveau des coûts de non-observance et rétablirait l'incitation à l'observance⁵¹. Si par exemple l'administration

⁴⁹ PEETERS, 1991, p.160.

⁵⁰ Voy. supra, note 4.

⁵¹ Voy. TIETENBERG, 1985, p.173 ("Control authority responses"): "*The control authority is not powerless in its efforts to assure compliance because it can make noncompliance more expensive. Specifically, it can raise the expected cost of not complying by manipulating the two main elements which make up that cost: (1) the likelihood that*

décidait de dévaluer les droits en circulation pour des raisons de politique environnementale (question associée aux responsabilités de l'administration, *supra*, chapitre IV, section 1 *in fine*), les coûts d'observance des pollueurs augmenteraient: pour respecter les nouvelles limites d'émissions, ils devraient réduire leurs activités de production ou faire des investissements technologiques. Ils pourraient aussi faire du *lobbying* pour s'opposer aux nouvelles mesures ou chercher à obtenir des exemptions ou des délais, mais ceci représenterait également pour eux des coûts⁵². Les nouvelles mesures généreraient donc un incitant à la non-observance et des phénomènes effectifs de violation, à moins que ne s'opère parallèlement une amélioration de la qualité de la surveillance (élévation des coûts de non-observance, jusqu'au point où ils excèdent les coûts d'observance, de manière à supprimer l'incitation à la non-observance).

2.4.2. L'auteur de la surveillance

La conformité des faits de pollution avec leurs conditions réglementaires (termes des permis) peut être certifiée par les pollueurs eux-mêmes⁵³, constatée par l'autorité de surveillance⁵⁴, ou bien déclarée par les pollueurs avec vérification complémentaire par l'autorité de surveillance⁵⁵. Comme l'a relevé Tietenberg, la première solution représente

violations will be detected and sanctions levied and (2) the level of the sanctions" (c'est moi qui souligne).

⁵² Voy. *supra*, note 4, à propos des divers postes possibles des coûts d'observance.

⁵³ A propos du programme d'*Emissions trading*, voy. TIETENBERG, 1985, pp.169 et 178 ("*self-certification by sources*"). Voy. également le "rapport annuel" que signalent DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.274 à propos des dispositions du *Clean Air Act* de 1990 en matière de pluies acides: les sources fixes émettrices de CO₂ sont tenues d'assurer le suivi de leurs émissions, d'établir un rapport annuel et de remettre celui-ci à l'EPA. Voy. également la notion d'"autodiscipline" que signalent les mêmes auteurs: "C'est uniquement en examinant les comptes rendus soumis par les détenteurs de permis que les autorités compétentes peuvent vérifier que les obligations ont bien été respectées" (*ibid.*, p.284).

⁵⁴ A l'occasion de la mise en oeuvre du programme d'*Emissions trading*, cette technique fut également utilisée. Voy. les "inspections" signalées par TIETENBERG, 1985, pp.169-170.

⁵⁵ HAHN et HESTER, 1989a, p.404, signalent que dans le cadre du programme de *Lead trading* de l'EPA, c'est à cette forme de surveillance que l'on a recouru ("*audits of reports from refiners*"). A propos de ce programme, voy. *supra*, chap.III, note 293.

une économie de coûts administratifs, mais elle est naturellement moins fiable du point de vue de l'assurance que les prescriptions ont effectivement été observées⁵⁶. La seconde solution est donc plus fiable du point de vue de la protection de l'environnement mais représente des coûts de surveillance supérieurs pour l'administration. Ces coûts pourraient être réduits en cas d'option pour la troisième solution, si l'administration ne procédait pas systématiquement à la vérification des déclarations de conformité que lui soumettent les pollueurs. En même temps, l'éventualité persistante d'une vérification les dissuaderait dans une mesure plus ou moins grande⁵⁷ de fournir des déclarations falsifiées.

2.4.3. Surveillance directe et surveillance indirecte

La surveillance peut reposer sur un mesurage *direct* des émissions ou des impacts provoqués (selon l'hypothèse de permis d'émission ou de permis ambiants, supra, chapitre III, 6.2.1) ou bien recourir à des facteurs intermédiaires permettant de déduire *indirectement* l'émission d'un certain volume de pollution⁵⁸. Les *permis ambiants* habilite leurs titulaires à contribuer dans une certaine mesure à l'immission globale d'un polluant en un lieu

⁵⁶ TIETENBERG, 1985, p.169: "*Though self-certification is the cheapest means of determining compliance, it may also be the least reliable. Sources have an incentive to place their own compliance behavior in the best possible light*". A propos des comptes rendus soumis par les détenteurs de permis dans tout système reposant sur l'autodiscipline, DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.284, écrivent que "les actions qui font suite aux infractions mises en évidence par ces comptes rendus risquant d'être coûteuses, la tentation est grande pour les contrevenants de falsifier leurs comptes rendus".

⁵⁷ Selon qu'il s'agit de firmes adverses au risque ou amatrices de risque. Il est intéressant d'observer que la section 7413(c)(2) du *Clean Air Act* assortit de sanctions pénales toute falsification des déclarations pouvant être requises (ou toute altération volontaire des instruments de mesurage pouvant être prescrits). Voy. à ce propos DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.289, note 8. Ces falsifications (et ces altérations) ne sont susceptibles d'être décelées que si l'autorité de surveillance vérifie ponctuellement l'observance effective de la réglementation (troisième solution). Dudek et Tietenberg considèrent qu'une telle responsabilité pénale (et l'on ajoutera la vérification périodique qu'elle suppose) "est probablement une condition indispensable à l'application réussie de la réglementation". Elle conditionne en ce sens tout système d'autodiscipline "digne de confiance" (*ibid.*, p.284).

⁵⁸ A propos de ces deux types de mesurage, voy. notamment HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.60; TIETENBERG, 1985, p.170; PEETERS, 1981, p.160; DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.274.

déterminé (*id.*). La surveillance du respect d'une telle prérogative suppose alors que l'administration ait placé des récepteurs aux différents lieux d'impact des émissions des pollueurs (*ibid.*, 6.2.2). En pareil cas, la surveillance s'opérera donc directement. La surveillance directe est également envisageable dans le cas de *permis d'émission*. Ceux-ci confèrent quant à eux à leurs titulaires le droit d'émettre un polluant à concurrence d'une certaine quantité (*ibid.*, 6.2.1). En cas d'option pour une surveillance directe, l'installation d'instruments spécifiques de mesurage en certains points stratégiques des installations réglementées (tels leurs cheminées) est présumée⁵⁹. Face au caractère relativement coûteux d'une telle solution⁶⁰, de nombreux auteurs recommandent l'option pour une surveillance indirecte dans l'hypothèse de permis d'émission⁶¹. Les facteurs contrôlés sont alors par exemple les équipements mobilisés⁶², les matières premières utilisées⁶³ ou les chiffres de

⁵⁹ TIETENBERG, 1985, p.170.

⁶⁰ *Id.*: "These tests are costly because they involve expensive instrumentation and require specially trained personnel".

⁶¹ *Id.*; STEWART et KRIER, 1978, p.330; PEETERS, 1991, p.160. Il faut toutefois admettre que la surveillance indirecte sera moins fiable que la surveillance directe (TIETENBERG, 1985, p.170, a contrario: "(...) for the majority of sources the most reliable means of detecting violations involves direct monitoring"). Cette fiabilité moindre correspond au fait qu'il est alors plus probable qu'une violation échappe à l'autorité de surveillance (voy. supra, 2.4.1: notion de probabilité de détection d'une violation). Pour maintenir l'incitation à l'observance, l'on pourrait alors relever la gravité des sanctions, en s'inspirant de la formule de Tietenberg mentionnée précédemment (*id.*). A propos du programme de permis transférables du Dillon Reservoir (pollution aquatique), HAHN et HESTER, 1988a, pp.403-404, signalent un problème d'incertitude similaire dû à l'utilisation nécessaire d'une surveillance indirecte pour les sources mobiles ("*nonpoint sources*"). Cette incertitude n'est alors pas compensée par des sanctions accrues (*infra*, 3.3) mais par des taux de transfert spécifiques lorsque le destinataire du transfert est une source mobile ("*The 2.1 trading ratio for point/nonpoint trading is designed to counteract uncertainty about the effectiveness of nonpoint source controls. If nonpoint sources could be monitored more effectively, this ratio could be lowered without jeopardizing water quality*").

⁶² TIETENBERG, 1985, p.170 ("*on-site inspections*"; "*Certain types of equipment malfunctions (...) can be easily discovered during these inspections, but others cannot*").

⁶³ PEETERS, 1991, p.160 (le nombre du bétail présent dans une installation fermière permet de fixer la quantité de fumier déchargée).

vente d'un produit déterminé⁶⁴, desquels peut être déduit un certain volume d'émissions⁶⁵. Indépendamment de la donnée des coûts d'une surveillance directe, celle-ci n'est pas possible par définition dans certains cas, tel celui de la réglementation des émissions des véhicules automobiles. L'estimation de ces émissions se réalisera donc nécessairement par voie indirecte (distance parcourue par véhicule, chiffres de vente des carburants, durée de vie des véhicules)⁶⁶.

3. LES PENALITES

3.1. L'importance des pénalités

Selon la formule de Tietenberg, l'observance par les pollueurs des termes de leurs permis est fonction du produit de la probabilité de détection d'une violation par le coût des pénalités qu'ils encourent une fois cette violation détectée (supra, 2.1): plus ce coût est élevé, plus important sera leur degré d'incitation à observer la réglementation. Dans le même sens, Dudek et Tietenberg écrivent que "les sanctions jouent un rôle important comme incitation à respecter les réglementations quantitatives qui sont nécessairement à la base de tout système de permis transférables. Afin de déterminer leur degré optimal de conformité, les pollueurs doivent faire face à un choix économique. Le pollueur peut choisir sa stratégie de minimisation des coûts en comparant le coût marginal de conformité avec son coût marginal de non-conformité. Etant donné qu'accroître le degré de conformité entraîne nécessairement un accroissement des mises de fonds, un accroissement du degré de conformité ne présentera de l'intérêt pour le pollueur que si les coûts de non-conformité sont suffisamment élevés pour

⁶⁴ HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.60 ("*... for consumer products and other goods containing ROGs, the District is likely to sample the ROG content and require sales records*"). A propos du programme de *Lead trading* de l'EPA, voy. HAHN et HESTER, 1989a ("*comparisons of reported lead use to sales of lead additives*").

⁶⁵ Voy. supra, chap.III, note 275.

⁶⁶ DUDEK et TIETENBERG, 1992, pp.274-275. Voy. également supra, chap.I, 2.2.1.3 (sources indirectes).

justifier la mise de fonds supplémentaire. La structure des pénalités est un facteur crucial du coût de la non-conformité⁶⁷.

Il importe toutefois de répéter que le coût des pénalités n'est pas le seul facteur du coût de la non-conformité, puisque la qualité de la surveillance (probabilité de détection d'une violation) l'influence également. Une interaction intéressante entre ces deux facteurs mérite alors d'être relevée. Les éventuelles inefficacités des dispositifs de surveillance (supra, 2.2.2) peuvent donc se traduire par une régression de l'observance (supra, 2.1). Comme celle-ci dépend toutefois aussi du coût des pénalités, l'on peut envisager de compenser les défections des appareils de surveillance par un accroissement de ce coût, afin de maintenir la stabilité de l'observance (infra, 3.3.4.1).

Si l'on vient de révéler le caractère déterminant des *pénalités* pour l'observance des limitations d'émission, il faut toutefois signaler que pour l'administration, la menace de leur imposition ne représente pas l'unique manière d'amener les pollueurs à se conformer aux conditions d'utilisation de leurs permis. La pratique révèle en effet une utilisation étendue des *négociations* entre les parties en présence plutôt que le recours aux procédures judiciaires ou administratives devant déboucher sur l'imposition de pénalités, ceci en raison des charges que de telles procédures représentent pour les autorités de contrôle tant que pour les pollueurs⁶⁸.

⁶⁷ DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.283.

⁶⁸ *Ibid.*, p.284. A propos de la rareté de l'application des pénalités prévues par le *Clean Air Act* avant 1977, voy. TIETENBERG, 1985, p.179, qui attribue ce phénomène à l'importance de la charge procédurale représentée par sa section 7413. Cette section suppose un passage nécessaire par les tribunaux pour l'imposition des pénalités qu'elle prévoit (injonction, pénalités civiles ou pénalités criminelles). Dans un grand nombre de cas, des solutions négociées furent formulées pour éviter la saisie de la juridiction compétente et pour éviter les coûts de procédure associés à cette saisie. A propos de ces négociations, de leurs objets et du moment où elles ont lieu, voy. TIETENBERG, 1985, p.170 ("*Negotiating compliance*"). Apportée par les amendements de 1977, la section 7420 permet à l'EPA ou aux Etats d'imposer des pénalités par simple voie administrative, et réduit donc en principe la charge procédurale représentée par la saisie d'une juridiction. Cependant, les négociations restent justifiées, parce que l'imposition administrative d'une pénalité est susceptible de contrôle judiciaire (s.7420(e)). Du fait même, le problème des coûts de procédure ressurgit dans ce nouveau contexte, d'autant plus que les pollueurs recourent régulièrement au contrôle judiciaire en cas de pénalisation: "*Sources rarely suffer the imposition of penalties in silence. Though noncompliance penalties can be levied without court involvement, sources may use*

Si les négociations représentent l'avantage de charges procédurales réduites tout en permettant à l'administration de rétablir l'observance, il faut ajouter que les pénalités peuvent être de nature à les compromettre, et jouer en ce sens un rôle défavorable du point de vue de l'objectif d'observance. En effet, l'on a pu relever d'une part l'importance de l'entretien d'un rapport entre l'autorité de contrôle et les sources contrôlées pour le succès de leurs négociations (définition de solutions acceptables pour les deux parties en présence)⁶⁹, et d'autre part le fait que la menace des pénalités était de nature à compromettre la qualité de ce rapport⁷⁰. Toute déficience du rapport entre l'autorité et les sources compromet donc leurs négociations, ne laissant plus à la première que l'option pour une action judiciaire ou administrative lorsqu'elle cherche à rétablir l'observance. En raison des coûts de procédure représentés par l'action judiciaire et parce que pour toute action judiciaire ou administrative, l'autorité "doit passer plus de temps sur chaque cas" du fait de l'absence de rapport⁷¹, elle n'est toutefois guère incitée à de telles actions. Ceci pourrait se traduire en fin de compte par une réduction du nombre des actions en exécution⁷² et, du fait même, par un recul de l'observance de la réglementation.

3.2. Les instances chargées d'appliquer les pénalités

"Face à une violation de la législation environnementale, l'agence chargée d'imposer le respect des règles peut réagir en lançant une procédure administrative, une action judiciaire

their rights of appeal to require a full hearing on the record of any petition challenging EPA's issuance of a notice of noncompliance or claiming an exemption" (TIETENBERG, 1985, p.180). C'est la raison pour laquelle "ces pénalités n'ont guère été utilisées" par l'administration, qui a donné sa préférence aux solutions négociées afin de faire l'économie de coûts de procédure (ibid., pp.179-180).

⁶⁹ *"Control authorities depend on a certain amount of rapport with the sources they regulate. The absence of rapport can lead to less productive negotiations (...)" (ibid., p.179).*

⁷⁰ *"Penalties are seen by state control authorities as jeopardizing this rapport. Melnick (...), for example, reports that on the basis of his discussions with enforcers, what to do with penalties is often the most difficult issue to resolve during negotiations between sources and control authorities" (id.).*

⁷¹ *Id.*

⁷² *Id.*

devant une juridiction civile et/ou une action devant une juridiction pénale⁷³. Les pénalités assortissant les violations des limites d'utilisation des droits de pollution peuvent donc être imposées par l'administration elle-même ou bien par le tribunal compétent. Le *Clean Air Act*, dont les dispositions sont applicables pour la mise en oeuvre du programme d'*Emissions trading*, comporte ces deux possibilités. En effet, sa section 7413 ("*Federal enforcement procedures*") habilite l'EPA à citer les contrevenants qu'elle concerne devant une juridiction civile (pour une injonction ou une pénalité civile) ou répressive (pour une pénalité criminelle). D'autre part, la section 7420 du statut, formulée par le Congrès en 1977⁷⁴, habilite l'EPA ou les Etats à imposer aux contrevenants qu'elle définit⁷⁵ et à collecter auprès d'eux une "pénalité de non-observance" (*noncompliance penalty*) à l'issue d'une simple procédure administrative⁷⁶.

Les procédures judiciaires (civiles ou pénales) et les procédures administratives peuvent faire l'objet d'une comparaison du point de vue de leurs avantages et inconvénients respectifs. *Premièrement*, l'on peut comparer les procédures *judiciaires* aux procédures *administratives*. Les premières protègent mieux les droits des contrevenants (droits à la défense)⁷⁷ et offrent un éventail de peines plus large à l'instance de contrôle⁷⁸, mais les

⁷³ DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.283.

⁷⁴ Cette disposition a été adoptée en vue de réduire la charge procédurale que représentait la procédure juridictionnelle de la section 7413 pour l'administration, et donc pour éliminer ses réticences à recourir à des pénalités. Voy. à ce propos TIETENBERG, 1985, p.179. Aux Etats-Unis, des procédures administratives ont été prévues dans d'autres lois de protection de l'environnement, tels le *Federal Water Quality Act* de 1987 ("Loi fédérale sur la qualité des eaux", voy. DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.289, note 6). L'on a signalé par ailleurs de manière générale le caractère relativement récent, aux Etats-Unis, des procédures administratives - et non plus exclusivement judiciaires - permettant l'imposition de peines (*id.*).

⁷⁵ S.7420(a)(2)(A).

⁷⁶ S.7420(b)(3): délivrance d'une "*notice of noncompliance*". Pareil acte est néanmoins susceptible de contrôle judiciaire (ss.7420(e) et 7607(b)(1)).

⁷⁷ DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.283.

⁷⁸ *Id.* La comparaison des sections 7413 et 7420 du *Clean Air Act* est un exemple (injonction, pénalité civile ou répressive dans le premier cas, mais simple pénalité de non-

secondes représentent en principe⁷⁹ une solution moins coûteuse pour les parties concernées (économie des frais de justice)⁸⁰. En dépit de cette lourdeur relative des procédures judiciaires par rapport aux procédures administratives, leur utilisation peut se justifier "compte tenu de la nature de la cause. Les tribunaux disposent de pouvoirs répressifs plus étendus, ils sont mieux en mesure de résoudre des problèmes juridiques difficiles et leurs décisions peuvent faire jurisprudence"⁸¹. Si l'on compare *deuxièmement* les procédures *civiles* aux procédures *pénales*, qui sont menées les unes et les autres devant les tribunaux, les premières semblent préférables aux secondes, du moins si l'on adopte le point de vue de l'efficacité de la mise en vigueur, qui est celui de l'autorité de contrôle: elles peuvent offrir un éventail plus large de sanctions⁸², exigent un moindre degré de preuve du côté du requérant⁸³ et peuvent lui conférer des pouvoirs d'investigation plus étendus⁸⁴.

observance dans le second).

⁷⁹ L'on a en effet signalé plus haut que l'imposition de pénalités par voie administrative faisait souvent l'objet de recours juridictionnels formés par les pollueurs pénalisés. Dans cette mesure, il faut donc nuancer l'argument d'une économie des frais de justice dans l'hypothèse d'une action administrative (supra, note 67). Cet argument conserve par contre toute son intégrité dans l'hypothèse de négociations, mais celles-ci ne font pas l'objet de la présente comparaison (voy. à leur propos supra, 3.1).

⁸⁰ Supra, note 73.

⁸¹ DUDEK et TIETENBERG, 1985, p.284.

⁸² La section 7413 du *Clean Air Act* est un exemple, puisque l'action civile permet à l'EPA de requérir une injonction destinée à faire cesser toute violation et non seulement une pénalité a posteriori, comme dans le cas de l'action répressive.

⁸³ DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.284.

⁸⁴ "Aux Etats-Unis par exemple, les agents chargés d'une enquête pénale ne peuvent procéder à des perquisitions visant à réunir des éléments de preuve de l'activité criminelle d'un inculpé ou de biens dont il est détenteur qu'avec son assentiment ou, à défaut, sous le couvert d'un mandat de perquisition. Un tel mandat ne sera délivré que moyennant un témoignage sous serment démontrant qu'il existe une 'cause probable' de l'infraction criminelle et qu'une perquisition est nécessaire pour en faire la preuve. Il est vrai que des mandats sont également requis pour enquêter sur les délits civils, mais la "cause probable" à présenter afin d'obtenir un mandat de recherche est soumise à des critères beaucoup plus stricts dans le cas d'une enquête criminelle que dans celui d'une enquête civile" (*ibid.*, p.289, note 7).

3.3. Les modalités des pénalités

3.3.1. Le degré de gravité des pénalités

L'on a vu plus haut que le degré de gravité des pénalités représentait l'un des deux facteurs des coûts de non-observance, la probabilité de détection des violations représentant leur second facteur (supra, 2.4.1). Les autorités de contrôle confrontées à des phénomènes de non-observance pourraient donc décider d'aggraver les sanctions applicables pour rétablir l'incitation à l'observance (à défaut d'améliorer la qualité de l'appareil de surveillance ou parallèlement à une telle amélioration, *id.*)⁸⁵. En ce sens, l'on a signalé les "effets dynamiques" déclenchés par toute augmentation du coût des pénalités: accroissement proportionnel des efforts de surveillance interne des entreprises (les dépenses consacrées à cette surveillance étant fonction du montant économisé en réduisant les peines pécuniaires versées à l'agence régulatrice et les salaires compensatoires versés aux employés occupant des fonctions à risque) et développement de l'audit environnemental⁸⁶.

3.3.2. Le type de la pénalité imposée

Le type de la pénalité imposée dépend de sa fonction: elle peut servir à prévenir des problèmes futurs, ou bien à réparer des dommages passés⁸⁷. Les *injonctions* appartiennent à la première catégorie, dans la mesure où elles permettent à l'autorité de contrôle de faire cesser toute infraction qu'elle constate⁸⁸. Les contrevenants doivent alors prendre les mesures appropriées à cet effet. Dans la deuxième catégorie figurent les sanctions civiles, criminelles

⁸⁵ Voy. la note 50.

⁸⁶ DUDEK et TIETENBERG, 1985, p.285. "Selon la définition de l'Institute for Environmental Auditing des Etats-Unis, l'audit environnemental est un examen systématique, documenté, périodique et objectif, effectué par des entités réglementées, des activités et des pratiques mises en oeuvre par des entités industrielles en vue de se conformer aux prescriptions relatives à l'environnement" (*id.*).

⁸⁷ HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.61.

⁸⁸ La section 7413(b) du *Clean Air Act* permet à l'EPA de saisir la juridiction civile compétente pour imposer "une injonction permanente ou temporaire" au contrevenant.

ou administratives imposées une fois le délit accompli. Les contrevenants doivent alors effectuer certains *paiements*⁸⁹ et/ou sont susceptibles d'*emprisonnement*⁹⁰. La *confiscation des permis* représente une solution particulièrement intéressante: ceux-ci peuvent être retirés à concurrence du volume d'émissions non autorisé du contrevenant ou dans une mesure plus que proportionnelle par rapport à ce volume. Cette dernière solution cumule les avantages d'un effet dissuasif accru vis-à-vis des contrevenants potentiels et d'un effet bénéfique sur l'environnement⁹¹.

3.3.3. Les destinataires des pénalités

Les sanctions assortissant les contraventions aux règles d'utilisation des permis frapperont-elles les entreprises polluantes elles-mêmes ou bien les responsables de la gestion des risques d'environnement y étant employés ? L'efficacité du dispositif de sanctions recommande l'option pour cette seconde alternative lorsque l'entreprise fait l'objet d'incitations insatisfaisantes à respecter la réglementation et lorsqu'en pareil cas les intérêts de ces responsables se confondent avec ceux de leurs employeurs⁹² ou lorsque l'entreprise, même incitée à respecter la réglementation, n'est pas en mesure de surveiller correctement le comportement de ses employés. Dans ces cas-là en effet, "les sanctions administratives et

⁸⁹ La section 7420(d) du *Clean Air Act* (pénalités imposées par voie administrative) prévoit le paiement des montants qu'elle définit au Trésor des Etats-Unis. La section 7413 (pénalités imposées par voie juridictionnelle) prévoit le paiement d'une pénalité civile d'un maximum de 25 dollars par jour de violation à l'EPA (b), et celui d'une amende d'un maximum de 25 dollars par jour de violation (c). A propos des peines pécuniaires, DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.284, soulignent l'importance de leur statut fiscal en tant que facteur déterminant de leur efficacité. "Lorsque ces peines sont considérées comme des dépenses professionnelles déductibles" pour les entreprises ou les personnes qui les encourent (infra, 3.3.3), "leur incidence après impôt est réduite".

⁹⁰ La section 7413(c)(pénalités imposées par voie juridictionnelle) prévoit, alternativement ou cumulativement au paiement de l'amende qu'elle définit, une peine d'emprisonnement d'un maximum de un an.

⁹¹ HARRISON et NICHOLS, novembre 1990, p.61.

⁹² DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.284, signalent à ce titre le problème représenté par les "régimes de rémunération pouvant concilier les intérêts des employés et ceux des propriétaires".

civiles qui frappent habituellement les entreprises ne conviennent pas", parce que les contraventions sont le fait spécifique de leurs employés. Il est alors justifié de recourir à des "sanctions pénales à l'encontre des personnes"⁹³.

En ce qui concerne les peines pécuniaires, la question du traitement réservé aux pollueurs publics mérite également d'être envisagée si l'on s'interroge sur leur efficacité. "Si les pollueurs publics sont protégés par leur gouvernement contre des peines pécuniaires, les mesures appliquées à l'encontre de cette importante catégorie de pollueurs pourraient rester sans effet"⁹⁴.

3.3.4. *Le calcul des pénalités*

3.3.4.1. *L'interaction avec la qualité de la surveillance*

Ainsi qu'on l'a signalé plus haut (3.1), les pénalités peuvent être calculées en tenant compte de la qualité de l'appareil de surveillance. Selon la formule de Tietenberg, l'observance de la réglementation est fonction du produit de la probabilité de détection d'une violation par le coût marginal de la pénalité sanctionnant cette violation. Les aléas de la surveillance ne se répercuteront donc pas sur le niveau de l'observance si les pénalités y sont ajustées de manière adéquate⁹⁵. Deux modes de calcul des pénalités tenant compte du facteur de la surveillance ont été suggérés dans la littérature. Selon la formule de G.Becker, l'importance de la sanction pécuniaire devrait correspondre à la somme du préjudice provoqué

⁹³ *Id.*

⁹⁴ *Ibid.*, p.285. "Aux Etats-Unis, les pollueurs du secteur public peuvent être frappés de sanctions financières", mais il a été montré que ceux-ci ne sont pas incités à y réagir de la même manière que les firmes privées (*ibid.*, p.290, notes 10 et 11, et les références citées).

⁹⁵ TIETENBERG, 1985, p.179, signale par exemple que les aléas du contrôle continu ne représentent pas un problème significatif "*as long as effective sanctions can be imposed whenever noncompliance is detected. With effective sanctions, sources would have an incentive to comply to avoid the penalties on those occasions when violations are discovered*" (c'est moi qui souligne). A côté de la garantie de l'effectivité des sanctions, il mentionne également le niveau approprié de leur coût (*ibid.*, p.174). Les problèmes d'incertitude de la surveillance peuvent aussi être compensés par des taux d'échange spécifiques (*supra*, note 60).

et d'un montant compensatoire des probabilités de détection inférieures à un⁹⁶. La formule de W.Drayton quant à elle ne tient pas compte du préjudice provoqué, mais inclut dans le calcul de la pénalité "toute économie de coûts que la source aurait pu réaliser grâce à la non-observance"⁹⁷. Tietenberg fait remarquer à ce propos que l'importance de l'économie en question dépend de sa probabilité: l'économie sera nécessairement plus grande s'il est probable qu'elle se réalise en raison d'une déficience de l'appareil de surveillance. Si l'on élève alors la pénalité jusqu'à ce qu'elle corresponde à l'économie escomptée, l'effet de dissuasion pourra jouer⁹⁸.

Consacrée au calcul des pénalités de non-observance que peut imposer l'administration, la section 7420(d)(2) du *Clean Air Act* n'intègre pas le facteur de la qualité de la surveillance⁹⁹. Ceci pourrait relativiser l'observance de la réglementation applicable dans le contexte du programme d'*Emissions trading*, d'autant plus que les systèmes de permis négociables problématissent par nature l'efficacité de la surveillance (supra, 2.2.2).

3.3.4.2. Le facteur du préjudice provoqué par la non-observance

Les pénalités civiles de la section 7413(b)¹⁰⁰ du *Clean Air Act* ne sont pas calculées en fonction du préjudice causé par la non-observance, mais il existe des modèles théoriques

⁹⁶ BECKER, 1968, cité in TIETENBERG, 1985, p.174: "*The difference between the value of the damage caused and the size of the monetary sanction is designed to compensate for detection and conviction probabilities that are less than one and to serve as a warning that noncompliance is expensive, even when detection probabilities are low*".

⁹⁷ DRAYTON, 1980, cité in TIETENBERG, 1985, p.175.

⁹⁸ *Id.*

⁹⁹ *Id.*: "(...) *the noncompliance penalty authorized by the statutes makes no correction for the likelihood of detection*".

¹⁰⁰ Cette section prévoit en effet que le montant des pénalités civiles ne peut dépasser 25 dollars par jour de violation. Or l'on peut très bien imaginer qu'une violation ait provoqué un préjudice supérieur. Concernant les pénalités administratives de la section 7420, le statut charge l'EPA de définir leur mode de calcul mais ne prévoit pas lui-même le critère du préjudice (s.7420(d)(2)(A) et (B)).

qui tiennent compte de ce facteur¹⁰¹. Les dispositifs de ce genre ne semblent pas souhaitables du point de vue de la protection de l'environnement, étant donné la difficulté d'évaluer les dommages environnementaux que peut susciter toute violation des conditions d'utilisation des permis de pollution¹⁰². Ces dommages peuvent être sous-estimés par les pollueurs au moment où ils enfreignent la réglementation, autant que par l'autorité de contrôle au moment où elle revendique l'application d'une sanction. Dans le contexte des dispositifs en question, la notion de "non-observance optimale"¹⁰³ caractérise le comportement des pollueurs ayant évalué le dommage risquant de se produire en cas de violation de la réglementation: s'ils ont anticipé un dommage inférieur aux dépenses de contrôle dont la réglementation nécessite l'engagement, ils décideront de ne pas observer cette dernière. Pareille décision se justifie de leur point de vue lorsque la pénalité est calculée en fonction du coût du dommage. En pareil cas, l'on peut donc dire que le système de sanctions contient un incitant à la non-observance pouvant s'avérer particulièrement dommageable lorsque les risques écologiques sont sous-estimés¹⁰⁴. L'hypothèse d'une surévaluation du préjudice est moins probable, mais elle serait également dommageable du point de vue cette fois de la minimisation des coûts d'observance. En effet, les pollueurs seraient alors incités à engager des dépenses de contrôle injustifiées eu égard aux risques réels¹⁰⁵, ce que justifierait le coût supérieur des pénalités.

¹⁰¹ Voy. par exemple le modèle de G.Becker signalé précédemment (note 95).

¹⁰² TIETENBERG, 1985, p.174: "*Reliable estimates of the harm caused by noncompliance are very difficult to acquire*".

¹⁰³ *Id.*

¹⁰⁴ La sous-estimation du préjudice est probable dans l'hypothèse d'effets écologiques à long terme.

¹⁰⁵ A contrario, Tietenberg parle d'un résultat plus avantageux pour la "société en général" lorsque les sources décident, face à des sanctions relativement basses, de réduire leurs dépenses de contrôle (*id.*).

CHAPITRE VI

LE CONTENTIEUX DE LA REPARATION DES DOMMAGES ECOLOGIQUES ET LEUR PREVENTION

1. DEFINITION DE LA PROBLEMATIQUE

Le présent chapitre étudie les problèmes de responsabilité associés à la survenance de *dommages* spécifiques à l'occasion du fonctionnement des marchés de pollution. L'on s'interroge alors sur la nature de ces dommages, sur leurs victimes spécifiques ainsi que sur leurs origines, et l'on envisage des dispositifs pour leur réparation et leur prévention. Avant d'entamer de tels développements, il importe de signaler que dans les marchés de pollution, une large part du contentieux peut se limiter à sanctionner les violations de la réglementation applicable (supra, chapitre V, section 1), indépendamment de la circonstance où ces violations s'accompagneraient ou non d'un dommage. Il serait intéressant de décrire brièvement ce type de contentieux (1.1) avant d'en abandonner la problématique pour se tourner vers une description plus complète de la réparation des dommages écologiques (1.2).

1.1. Les violations de la réglementation relative à l'utilisation des permis

Ce problème prolonge celui de l'effectivité de la réglementation, qui constituait l'objet du chapitre précédent. Dans ce contexte, l'on s'est interrogé sur des dispositifs de surveillance appropriés (section 2) et sur les divers types de sanctions susceptibles d'assortir les violations par les pollueurs des conditions d'utilisation de leurs permis (section 3). Ce thème renvoie donc à un contexte spécifique: indépendamment de la survenance de tout dommage, les violations détectées par le système de surveillance seront pénalisées à la demande de requérants intéressés et par les instances compétentes pour ce faire. Quelques commentaires méritent d'être consacrés à ce type "objectif" de contentieux.

Tout d'abord, l'on peut noter qu'aux termes de la doctrine américaine, ce contentieux

devrait connaître un développement supérieur dans le contexte des instruments d'incitation économique que dans celui des instruments de commande et contrôle¹. Telle est du moins l'opinion que formule T.Tietenberg au départ du constat par R.Melnick du faible développement du contentieux de l'exécution des standards de commande et contrôle. Selon Tietenberg, la réduction des coûts d'observance dans le programme d'*Emissions trading* devrait amenuiser la réticence des tribunaux à imposer les pénalités prévues et celle des autorités de contrôle à poursuivre les contrevenants. Les acteurs chargés de l'exécution des réglementations environnementales seraient donc sensibilisés dans une mesure certaine à la logique de minimisation des coûts des destinataires de ces réglementations².

Ensuite, l'on peut faire certaines observations à propos des acteurs pouvant intervenir à l'occasion du contentieux envisagé. Les sanctions assortissant les violations par les pollueurs des conditions d'utilisation de leurs permis peuvent être imposées par voie juridictionnelle ou administrative (supra, chapitre V, 3.2). En cas d'action judiciaire, les *requérants qualifiés* peuvent varier, et se classer dans deux catégories distinctes en fonction de leurs intérêts spécifiques à agir. Ainsi qu'on l'a montré, les marchés de pollution sont des instruments de protection de l'environnement (supra, chapitre III, 3.1), mais ils doivent aussi être attractifs pour leurs participants potentiels (*ibid.*, 3.3). Il va de soi que le succès de la politique environnementale (réalisation du standard de qualité de l'environnement et uniformité géographique de son application) suppose que tous les pollueurs respectent les limitations imparties à leurs activités de pollution. Par ailleurs, les permis en circulation seraient dépourvus de valeur économique à défaut d'un tel respect et la participation au marché serait alors dénuée d'attrait (chapitre V, 1.2).

¹ Voy. MELNICK, 1983, pp.194-195 (à propos de la tendance des tribunaux à exempter les entreprises des réglementations sur la base de l'infaisabilité économique de ces dernières) et pp.223-227 (exemple du traitement réservé à l'industrie sidérurgique), cité in TIETENBERG, 1985, pp.178-179.

² *Ibid.*, p.181: "The incentives for enforcers to assure compliance are similarly bolstered by lower compliance costs. Control authorities and courts are understandably reluctant to force a source to install very expensive equipment when the costs seems out of line with the accrued benefits"; "By providing lower cost, alternative ways of attaining compliance (namely by acquiring emission reduction credits), the emissions trading program makes compliance easier to enforce. The consequences of enforcing the law are less severe than they would be under the command-and-control program".

L'intérêt de la *protection de l'environnement* peut être défendu en justice par l'intermédiaire d'actions intentées par l'autorité publique ayant instauré le programme de permis négociables³, par des associations de protection de l'environnement dont l'objet social rejoindrait la politique environnementale publique, ou par des citoyens⁴. Il est intéressant d'observer que ces trois types d'acteurs ont déjà eu l'occasion d'intervenir au moment du fonctionnement du marché, recherchant une réduction des émissions globales de pollution ou l'uniformité géographique des seuils fixés par le standard par l'intermédiaire du rachat de droits en circulation (chapitre-IV, 2.3). A ce moment-là toutefois, il n'était pas question d'une

³ En ce sens, STEWART, 1988a, p.166 et PEETERS, 1991, p.160, parlent d'actions intentées par "le gouvernement". A propos du programme d'*Emissions trading*, voy. la section 7413 du *Clean Air Act* (actions en justice intentées par l'EPA).

⁴ De manière générale à propos de la "mise en vigueur privée", voy. DUDEK et TIETENBERG, 1985, pp.285-288. Comme d'autres lois américaines de protection de l'environnement autorisant les actions de citoyens pour sanctionner leurs dispositifs, le *Clean Air Act* habilite toute personne à poursuivre civilement l'auteur de la violation d'un standard d'émission ("*Citizen suits*", section 7604 du statut). En 1985, TIETENBERG (1985, p.168, note 1) a rapporté que cette possibilité avait rarement été utilisée, parce que les citoyens eux-mêmes ne sont pas en mesure de détecter les violations de la réglementation. Dans le contexte du programme d'*Emissions trading*, "*many of the pollutants are invisible to the naked eye and can be measured only with fairly expensive instrumentation. Although the public at large is victimized by pollution, they are so unaware of the dangers that they cannot be relied upon to assist the regulatory authorities by pointing out violations. The regulatory authorities are pretty much on their own*" (*ibid.*, p.168). De manière générale, les poursuites par les citoyens supposent donc, dans l'hypothèse de phénomènes de pollution difficilement détectables, "la publication des données relatives aux émissions" (DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.274). Aux Etats-Unis, ces données sont de plus en plus fréquemment publiées, notamment dans le contexte de la politique de lutte contre les pluies acides (émissions de CO₂) introduite par les amendements du *Clean Air Act* de 1990. Ces publications ont déjà une certaine utilité indépendamment de toute poursuite judiciaire: "La publication des données relatives aux émissions (...) a eu un effet salubre sur les sources de ces émissions aux Etats-Unis. Le fait de publier ces données et de les mettre à la disposition des collectivités locales a incité le public à les analyser avec soin et à poser des questions directes quant aux sources responsables. Dans bon nombre de cas, on a enregistré des réductions *volontaires* d'émissions" (*id.* C'est moi qui souligne). Il faut par ailleurs que les citoyens soient informés de la répartition des prérogatives d'émissions entre les pollueurs au moment où ils suspectent une violation de ces dernières (*supra*, chap.V, 2.3.3). C'est pourquoi, les données résultant de l'enregistrement des transferts de droits devraient également être accessibles au public. A propos du projet de permis négociables pour la lutte internationale contre l'effet de serre, voy. en ce sens la proposition de DUDEK et TIETENBERG, 1992, p.279: le "relevé des transactions" qu'ils mentionnent serait consultable par le public. Voy. également *supra*, chap.V, note 44.

quelconque violation de la réglementation applicable. D'autre part, ces trois types d'actions se caractérisaient par l'idée d'un déficit de celle-ci sur le plan de la politique environnementale⁵. Il ne s'agissait donc pas de sanctionner la réglementation applicable, mais d'assurer préventivement une protection plus complète de l'environnement.

Le non-respect par un pollueur des limitations d'émission définies par ses permis ne compromet pas seulement l'objectif écologique du marché, mais également l'*attrait* de cet instrument. Des actions judiciaires menées à l'encontre du pollueur responsable par les autres pollueurs du marché pourraient prendre le relais de cet objectif politique⁶. Ces derniers auraient un intérêt à l'action, parce que les phénomènes de violation signalés compromettent la valeur économique de leurs permis⁷.

1.2. La survenance de dommages écologiques

A l'inverse de la problématique définie dans la section précédente, le fonctionnement d'un marché de pollution peut générer des dommages spécifiques nonobstant le respect par leurs auteurs de la réglementation relative à l'utilisation de leurs permis (*hot spots*). Par ailleurs, la prise en considération de cette réglementation n'est pas toujours possible en raison des difficultés de la surveillance exposées précédemment (chapitre V, 2.2). A la différence de l'hypothèse précédente, ce n'est alors pas le constat de violations de la réglementation qui

⁵ Voy. par exemple l'hypothèse du rachat de droits en circulation par un groupe de propriétaires craignant la survenance d'un *hot spot* (chap.IV, 2.3.3) dans le cas d'un marché à permis multiples. Les normes de transfert de la première catégorie qui caractérisent ce type de marché sont associées à la conception administrative (chap.IV, 4.3), mais leurs dispositifs sont considérés comme insuffisants pour garantir l'uniformité géographique. C'est pourquoi les propriétaires concernés procèdent au rachat des droits dont le transfert risque de provoquer un *hot spot*.

⁶ Voy. HAHN, 1988, p.178, note 14, qui signale la possibilité d'"actions en exécution privées" (*private enforcement actions*).

⁷ L'analyse économique établie par Hahn permet de conjecturer du point de vue juridique l'existence d'un tel intérêt. Cet auteur parle alors d'"incitation" pour les pollueurs à aider les autorités responsables de l'exécution lorsque les coûts marginaux représentés par la perte de valeur de leurs permis excèdent les coûts marginaux représentés par toute intervention de ce genre (*ibid.*, pp.177-178, note 14).

déclenche le contentieux, mais plutôt le constat du dommage (*hot spot* ou dépassement du standard global), qui est l'indice de ces violations.

Ces deux types de dommages peuvent être qualifiés d'*effets pervers* dans le contexte de toute politique environnementale se servant de l'instrument du marché de pollution. De fait, l'on a montré plus haut que la réalisation d'un standard régional de qualité de l'environnement et l'uniformité géographique des taux d'émissions résultant d'un tel standard constituaient deux objectifs de la politique poursuivie (chapitre III, 3.1 et 5.2.2). Les dommages décrits compromettent respectivement ces deux objectifs, et représentent des effets pervers dans la mesure où ils sont rendus possibles par le principe même de tout marché de pollution: la libre circulation des permis dans l'ensemble de la région du marché. Cette libre circulation peut être à l'origine de *hot spots* en présence de polluants d'impact non uniforme ou dans l'hypothèse de conditions géographiques variables d'impact (chapitre III, 5.2.2). L'utilisation d'un permis doté d'une valeur déterminée n'aura donc pas le même effet écologique en tout lieu du marché. La règle de libre circulation l'autorise pourtant, sans tenir compte en principe de la localisation géographique de l'utilisateur. L'on parlera de *hot spot* lorsque cette utilisation génère une concentration localisée de pollution excédant le seuil de concentration fixé par le standard ambiant (infra, section 2). D'autre part, la libre circulation des permis représente des difficultés pour la surveillance du respect par les pollueurs des limitations d'émission leur étant imparties (supra, chapitre V, 2.2.2.2). Le changement permanent de leurs prérogatives d'émission complexifie la surveillance et la compromet le cas échéant, ce qui les incite à dépasser les termes de leurs permis et provoque l'effet collectif d'un dépassement du standard régional (infra, section 3).

L'on pourrait à vrai dire contester la qualification d'effets pervers des deux types de dommages décrits au motif que leur origine précise n'est pas la dimension de politique environnementale du marché de pollution (standard régional et principe d'uniformité géographique de son application), mais la libre circulation des permis, qui est conçue pour ménager les intérêts économiques des destinataires de cette politique. C'est donc au principe d'efficience économique (chapitre III, 3.2) et non pas aux instruments de la politique environnementale proprement dite que ces problèmes devraient être attribués. La présente approche considère toutefois que les marchés de pollution n'ont pas exclusivement une

préoccupation environnementale dans la mesure où il s'agit d'instruments d'incitation économique. Le principe d'efficacité économique fait alors partie de leur concept. Ce principe a pour corrélatif la libre circulation des permis, qui génère les deux problèmes écologiques signalés. C'est en ce sens que ceux-ci sont qualifiés d'effets pervers⁸.

2. L'UNIFORMITE GEOGRAPHIQUE DE LA MISE EN OEUVRE DU STANDARD ENVIRONNEMENTAL

2.1. Les *hot spots*: définition, impacts et origines.

La version française de l'ouvrage édité par l'OCDE relativement à la conception d'un système de permis négociables pour lutter contre le changement climatique se sert de la notion de "point chaud"⁹ pour traduire celle de "*hot spot*"¹⁰, qui est du reste largement utilisée dans la littérature de langue anglaise ayant trait aux marchés de pollution¹¹. Dans cet ouvrage, la notion est utilisée à propos de la pollution générée par les oxydes de nitrogène: "(...) les NOX ont tendance à *se concentrer* au voisinage des sources d'émissions, c'est-à-dire

⁸ La libre circulation des permis peut également générer d'autres types d'effets pervers. Comme on l'a vu plus haut, l'attrait du marché constitue l'un des objectifs politiques poursuivis (chap.III, 3.3), et cet attrait dépend en partie de la valeur économique des permis de pollution (supra, 1.1 in fine). La libre circulation peut compromettre la surveillance et inciter les pollueurs à violer les termes de leurs permis, ce qui se solde d'un amoindrissement de leur valeur économique en général et donc de l'attrait du marché. L'on pourrait parler d'effet pervers en un sens plus précis lorsque la libre circulation, associée à l'efficacité du marché, compromet d'autres composantes de cette efficacité (et non pas les composantes de ces deux autres catégories d'objectifs que sont la protection de l'environnement et l'attrait du marché). La monopolisation des permis par un seul pollueur du marché serait un exemple: comme on l'a vu, elle compromet l'efficacité économique du marché (augmentation du prix des permis, chap.IV, 2.2.2), mais elle ne serait pas possible si les permis ne circulaient pas librement au départ (*id*).

⁹ OCDE (ed.), 1992a, pp.249-252.

¹⁰ OECD (ed.), 1992a, pp.234-238.

¹¹ Voy. les références citées à la note 189 du chapitre III.

à susciter un problème de 'point chaud'¹².

S'il va de soi que de tels phénomènes de concentration sont indésirables au point de vue écologique là où ils se produisent, ils ne sont *pas nécessairement illégaux* dans un marché de pollution. Comme on l'a vu précédemment, tous les marchés de pollution se caractérisent au minimum par l'existence d'un standard d'émission régional (limitation du total de la pollution émissible dans cette région), de l'observance duquel est escomptée la réalisation d'un certain niveau de qualité du milieu écologique concerné (notion de standard ambiant¹³). Dans les localités où existe un *hot spot*, la concentration de la pollution est plus importante que dans les autres localités de la région de marché, mais elle ne signifie pas nécessairement que le standard ambiant y est dépassé. Rendu possible par le déplacement de droits de pollution (*infra*), le *hot spot* correspond alors tout simplement à une augmentation du niveau de pollution par rapport à la situation antérieure à la création du marché dans la région concernée. Le *hot spot* signifie alors que le niveau préalable de la qualité de l'environnement (correspondant à une situation de fait¹⁴ ou bien à la prescription du standard qui était alors en vigueur¹⁵) est dépassé¹⁶, sans que ne le soit pour autant le standard ambiant du marché. Cette hypothèse de dommage écologique justifie la critique fondamentale que l'on peut adresser à tout système de standards de qualité moyenne de l'environnement (tels ceux qui sont mis en oeuvre dans les marchés de pollution): ces standards permettent des détériorations de la qualité de l'environnement là où préalablement à leur introduction, cette qualité était

¹² OCDE (ed.), 1992a, p.249, c'est moi qui souligne. Voy. également PEETERS, 1991, p.162: "A concentration of pollution at a certain place or time can be caused by hoarding. This is what can be called a 'hot spot' (...)".

¹³ A propos de ce concept général, voy. MAJONE, 1989a, p.125. Pour des exemples, voy. la notion de qualité "moyenne" de l'eau dans la région de marché chez DALES, 1968, p.78 (*supra*, chap.III, 1.1) et celle de "standard national de qualité de l'air ambiant" dans le *Clean Air Act* (chap.I, 2.1.2.1).

¹⁴ "(...) such a market would result in localized concentrations of pollution above the average, pre-market level" (ROBERTS, 1882, p.1026).

¹⁵ "(...) local concentrations might far exceed the level prescribed by the former air quality standards" (*ibid.*, p.1027).

¹⁶ *Supra*, chap.III, 5.2.3.1.

supérieure aux niveaux moyens qu'ils prescrivent¹⁷. Cette hypothèse de *hot spot* est intéressante, mais elle sort du sujet de la présente section, qui concerne la mise en oeuvre du standard ambiant propre à tout marché de pollution: si le *hot spot* ne correspond à aucune violation de ce standard, les questions de responsabilité qu'il soulève sortent du thème de sa mise en oeuvre. Il vaudrait toutefois la peine de s'interroger en passant sur les dispositifs de réparation qui pourraient être prévus en pareil cas (infra, 2.3).

Les *hot spots* qui sont étudiés dans la présente section correspondent par contre à une *violation du standard ambiant* là où ils surviennent¹⁸, même si la qualité moyenne de l'environnement reste constante dans la région du marché¹⁹. Comme on l'a vu précédemment, ils peuvent être prévenus au moment de la conception administrative du marché, par l'intermédiaire de la création de subdivisions internes ou de zones (chapitre III, 5.2.2.3 et 5.2.3.1) correspondant à des normes de transfert de la première catégorie (chapitre IV, 4.3.1)). Un second niveau de prévention est possible au moment du fonctionnement du marché: des taux d'échange sont spécifiés par application de critères généraux (normes de transfert de la deuxième catégorie) ou en considération des caractéristiques d'impact de chaque transfert (normes de la troisième catégorie), ceci par une intervention de l'administration ou par les partenaires des transferts eux-mêmes (chapitre IV, 4.4). Ainsi qu'on va le voir, des *hot spots* peuvent apparaître et générer des dommages lorsque ces normes n'ont pas été respectées par les partenaires des transferts ou même en dépit de leur respect. Tout dispositif de responsabilité favorable à la prévention de tels dommages sera donc le complément indispensable d'une politique de conception (chapitre III) ou d'intervention (chapitre IV) cherchant à garantir l'uniformité géographique du standard ambiant.

¹⁷ Voy. sur ce point KRIER, 1974. Dans les marchés de pollution, certaines normes de transfert permettraient cependant d'éviter ce problème de détérioration. Voy. supra, chap.IV, 4.2 et infra, note 84.

¹⁸ Voy. PEETERS, 1991, p.162: "(...) *the legislator can find that undesirable from an ecological point of view*"; ROBERTS, 1982, p.1027: "(...) *concentrations in excess of NAAQS in the vicinity of the plant*" (c'est moi qui souligne).

¹⁹ Tel serait le cas si la concentration accrue du polluant dans la localité du *hot spot* était compensée par une diminution de concentration en une autre localité.

Il faut à présent s'interroger sur les types de dommages que peuvent susciter les *hot spots*, ou en d'autres termes sur leurs *impacts* possibles. En raison de ces risques spécifiques, les *hot spots* peuvent générer des contentieux en réparation distincts du contentieux "objectif" associé aux violations de la réglementation relative à l'utilisation des permis (normes de transfert de la première, de la deuxième ou de la troisième catégorie, supra, 1.1). Selon M.Roberts, les victimes des *hot spots* peuvent se prévaloir d'atteintes à leur santé²⁰ ou à la valeur de leurs propriétés²¹.

Tels qu'on les a définis plus haut, les *hot spots* peuvent être considérés comme associés au concept de marché de pollution, dans la mesure où c'est la *circulation des permis d'émission*, représentant leur caractéristique essentielle, qui est à leur origine. A la différence de ce qui se passe dans les systèmes de standards individualisés par source, la localisation des émissions du polluant réglementé est de la sorte amenée à changer consécutivement aux échanges de permis qui dépendent des initiatives privées des partenaires du marché (supra, chapitre III). Il est intéressant d'observer que le fait de la mobilité des émissions d'un polluant donné peut être présent dans d'autres mécanismes de protection de l'environnement que les marchés de pollution. Tel serait le cas d'un dispositif de standards ambiants applicable

²⁰ A propos des *hot spots* correspondant à des violations des standards primaires du *Clean Air Act*, ROBERTS, 1982, p.1028, écrit que "*such high concentrations would cause injuries to health, assuming that primary standards had been accurately based on health effects*". A propos de ces standards primaires, voy. supra, chap.I, 2.1.2.2. Même si ces standards sont conçus pour protéger la santé de la population moyenne mais aussi celle de personnes particulièrement sensibles (*id.*), des dommages à la santé peuvent avoir été subis nonobstant le respect des niveaux de concentration qu'ils prescrivent. Tel est du moins le pronostic de KNEESE et SCHULTZE, 1977, pp.51-52, qui mettent en cause l'idée d'une assurance complète contre les dommages à la santé par tout standard, même le plus restrictif que ce soit. Ils admettent cependant que ces risques s'accroissent proportionnellement à l'exposition à la pollution. Par conséquent, toute violation d'un standard primaire multipliera les risques de dommages subis par la santé. En ce qui concerne les gaz à effet de serre, l'on peut noter que certains d'entre eux sont également nocifs pour la santé lorsqu'en existent des concentrations locales très élevées. Tel est le cas du NOX, dont les concentrations même faibles sont quant à elles partiellement responsables des pluies acides (MOHR, 1992, p.249).

²¹ Voy. ROBERTS, 1982, p.1028: "*The higher concentrations would also drive down property values, as smoke, odors, damage to improvements, and anticipated injuries to health interfered with current uses of the property and rendered the land less desirable*". Selon le même auteur, "*environmental economists generally assume that, ceteris paribus, as pollution concentration increases, the value of property decreases*" (*ibid.*, note 35).

à des polluants émis par des sources mobiles, mais ne faisant pas appel pour sa mise en oeuvre à un quelconque mécanisme d'échange de crédits d'émission. Le facteur de la mobilité des émissions peut alors également y générer des *hot spots*²². Dans les marchés de pollution, les *hot spots* proviennent de cette même mobilité, qui est donc associée à leur principe de transférabilité des droits²³. Les échanges rendus possibles par ce principe provoqueront effectivement des *hot spots* dans les deux hypothèses suivantes: soit le polluant réglementé est un polluant d'impact non uniforme et/ou l'acheteur du permis se situe dans une localité caractérisée par des conditions défavorables à la dispersion du polluant (première cause); soit la répartition des coûts de contrôle dans la région débouche sur l'achat de la plupart des droits par une seule et même firme, celle dont ces coûts sont relativement plus élevés par rapport à ceux des autres firmes, vendeuses de permis (deuxième cause)²⁴.

En considération de la première cause de *hot spots*, il existe diverses possibilités de prévention prenant chaque fois la forme de normes de transfert. Au niveau de la conception du marché, l'administration pourrait recourir à des "modèles d'impact environnemental" (supra, chapitre III, 5.2.2.3) intégrant les facteurs de la dispersion du polluant et des conditions géographiques de la région²⁵, pour définir sur cette base des normes de la

²² A propos par exemple des concentrations localisées de CO dues au trafic automobile, voy. MIDURSKI et CORBIN, 1977; PIRACCI, 1979.

²³ Voy. ROBERTS, 1982, p.1022: "(...) *pollution markets can produce high localized pollution concentrations*" et p.1026: "(...) *such a market would result in localized concentrations of pollution*" (c'est moi qui souligne). Voy. également PEETERS, 1991, p.162, qui qualifie les *hot spots* comme des "(...) *undesirable results of the working of the market*" (c'est moi qui souligne).

²⁴ Voy. ROBERTS, 1982, pp.1026-1027: "(...) *if one or more firms within a locality purchased a large number of permits (...)*". Voy. aussi le concept de "*hoarding*" chez PEETERS, 1991, p.162, qui lui donne un sens écologique (concentration des émissions de pollution) et un sens économique. Relativement à ce sens économique de l'idée de concentration, l'on peut aussi imaginer qu'une seule et même firme achète la plupart des droits en circulation dans l'idée de se mettre en position de monopole ou d'écarter ses concurrents sur le marché de la production. Cette hypothèse n'est pas directement génératrice de *hot spots*, parce que la firme en question ne cherche pas à utiliser les permis qu'elle acquiert, mais plutôt à en détenir une large quantité, ce qui lui permet d'exercer les pouvoirs signalés (supra, chap.IV, 2.2.2).

²⁵ Supra, chap.III, note 182.

première catégorie. Au niveau de la régulation du marché, les clés de calcul générales utilisées pour fixer des normes de la deuxième catégorie (chapitre IV, 4.3) et les études d'impact réalisées pour spécifier des normes de la troisième catégorie (*id.*) représentent des outils analogues. La deuxième cause de *hot spots* correspond à l'achat de la plupart des droits par une firme enregistrant des coûts de contrôle sensiblement plus élevés que ceux des autres firmes du marché. En considération de cette cause, la prévention sous forme de normes de transfert dispose d'un outil approprié au niveau de la conception administrative: les "fonctions de coûts de réduction", qui permettent d'anticiper le nombre de permis que chaque firme demandera (chapitre III, 5.2.2.3 *in fine*)²⁶. Sur cette base, l'administration pourrait plafonner le nombre de permis susceptibles d'acquisition par chaque source²⁷.

²⁶ Pour des détails à ce propos, voy. aussi la note 186 du chapitre III.

²⁷ Ainsi que le propose PEETERS, 1991, p.162: "*One method for preventing hoarding can be to impose a maximum number of pollution permits that a polluter may possess*". Cette solution, que recommande la protection du principe d'uniformité géographique, représente cependant un inconvénient du point de vue de l'efficacité économique: la firme dont les coûts de contrôle sont élevés sera forcée de faire des investissements technologiques, puisqu'elle ne peut alors acquérir qu'un nombre limité de permis. En soi, le principe de la minimisation des coûts de contrôle n'admet pas que la demande de permis par une firme pour laquelle ces coûts sont élevés soit limitée: cette demande doit pouvoir être formulée jusqu'au point où le coût de l'acquisition des permis correspond à l'économie de coûts de contrôle que rend possible leur acquisition (chapitre III, 3.2). Les coûts de contrôle ne peuvent donc pas être minimisés si une règle vient alors limiter le nombre "optimal" de permis que cette firme peut acquérir. Toutefois, ils peuvent déjà être réduits, dans la mesure limitée des permis qu'elle peut obtenir. C'est pourquoi le principe d'efficacité économique n'est pas compromis, mais simplement relativisé, par une telle règle. Du fait même, celle-ci respecte la hiérarchie des objectifs de la conception administrative, et elle est donc admissible dans un marché de pollution (voy. notamment la note 1 du chap.IV). L'efficacité économique serait par contre compromise par toute règle interdisant l'acquisition de permis par une firme dont les coûts de contrôle sont sensiblement plus élevés que ceux des autres firmes du marché: dans ce cas, aucune économie de coûts n'est alors envisageable.

Tableau 1 : mesures administratives de prévention des *hot spots*

Cause du <i>hot spot</i> (circulation des droits)	Instrument utilisable pour la prévention	Niveau de la prévention	Mesure de prévention
Emission d'un polluant d'impact non uniforme ou conditions géographiques défavorables d'impact	Modèle d'impact environnemental (chapitre III, 5.2.2.3)	Conception	Norme de transfert de la première catégorie (chapitre IV, 4.3,1))
	Clé de calcul générale (chapitre IV, 4.3)	Régulation	Norme de transfert de la deuxième catégorie (chapitre IV, 4.3,2))
	Etudes d'impact Publicité destinée au recours des tiers (chapitre IV, 4.3)	Régulation	Norme de transfert de la troisième catégorie (chapitre IV, 4.3,3))
Achat de la plupart des droits par une seule et même firme	Fonction des coûts de réduction (chapitre III, 5.2.2.3 in fine)	Conception (ou mesure subséquente de conception administrative) ²⁸	Plafond du nombre de permis susceptibles d'acquisition (supra, 2.1 in fine)

²⁸ Une mesure subséquente de ce type serait prise suite à l'installation de la firme à coûts de contrôle élevés dans la région de marché.

2.2. L'intérêt du contentieux en réparation des dommages provoqués par les *hot spots*

Les mesures administratives de conception ou de régulation destinées à la prévention des *hot spots* sont classifiées dans le tableau 1. L'hypothèse dans laquelle un échange de droits de pollution provoquerait un *hot spot en dépit du respect des normes présentées dans ce tableau* par les partenaires de cet échange mérite d'être envisagée²⁹. La survenance d'un dommage et l'action en réparation intentée par sa victime révèlent alors l'échec de ces diverses mesures administratives du point de vue de leur objectif de garantie de l'uniformité géographique. Cet échec politique pourrait être atténué à condition que les partenaires du transfert ne puissent pas invoquer la conformité à ces normes pour s'exempter de leur responsabilité. De la sorte, le dispositif de réparation les inciterait à procéder à des démarches de prévention supplémentaires par rapport aux mesures administratives de conception et de régulation qui viennent d'être présentées, et le principe d'uniformité géographique serait garanti dans une mesure plus complète. La doctrine et la jurisprudence actuelles contiennent plusieurs fondements susceptibles de justifier cette solution par analogie. Parmi ces fondements figurent notamment des arguments récents à l'appui de la responsabilité stricte dans certains domaines tels le droit de la consommation³⁰, de même que la jurisprudence de l'arrêt *South Terminal Corp. v. EPA*³¹, en matière de droit des biens (propriété).

Dans le domaine du droit de la consommation, P.Burrows s'est demandé comment l'on pourrait inciter l'amélioration de la sécurité des produits dans l'hypothèse où celle-ci serait déjà supérieure au niveau prescrit par un éventuel standard de sécurité minimale. Selon lui, un régime de responsabilité stricte des producteurs, ne leur permettant pas de soulever

²⁹ ROBERTS, 1982, p.1029, signale en ce sens l'hypothèse d'un *hot spot* survenant indépendamment de toute violation des standards ou limitations d'émission auxquels se réfère le *Clean Air Act*. A propos de ces normes, voy. la section 7410(a)(2)(B) du statut (supra, chap.I, 2.2.1.1). A propos des dispositifs prévus pour leur sanction, voy. les sections 7413(b)(2), (c)(1)(A) et 7420(a)(2)(A)(i) et (ii) du statut (supra, chap.V, note 68).

³⁰ BURROWS, 1994; KOMESAR, 1994, chapitre 6.

³¹ 504 F.2d 646, 679 (1st Cir. 1974), reproduit et commenté in STEWART et KRIER, 1978, pp.444-459.

l'exception de conformité du produit au standard minimal en cas de dommage, provoquerait de leur côté l'effet d'incitation recherché³². Si les cas de responsabilité provoqués par les *hot spots* étaient traités de manière analogue, les pollueurs concernés ne pourraient pas invoquer l'observance de la norme de transfert ou du plafond d'acquisition prescrits par l'administration pour s'exempter de leur responsabilité. Du fait même, ils seraient incités à s'assurer eux-mêmes préventivement de l'absence de risque de *hot spot*.

N.Komesar s'est quant à lui interrogé sur les performances relatives des dispositifs de responsabilité et des dispositifs de réglementation du point de vue de l'incitation à la sécurité dans divers domaines (notamment les accidents automobiles, certains dommages écologiques et les dommages résultant de l'utilisation de certains produits). Sa thèse consiste à dire que les mécanismes de responsabilité peuvent inciter la prévention dans une mesure supérieure à la réglementation, pour autant qu'ils soient conçus de manière adéquate. Selon lui, la responsabilité stricte serait un bon incitant à la prévention lorsque les acteurs concernés sont peu réceptifs aux signaux émis par l'appareil de responsabilité à l'occasion de la survenance des dommages provoqués par leurs activités³³. Cette hypothèse est celle de dommages peu probables: d'une part, ces acteurs ne seraient pas incités à s'informer en raison du risque minime de leur condamnation; d'autre part, et même s'ils consacraient les ressources nécessaires à recueillir des informations, les signaux qu'ils percevraient ne seraient pas clairs pour eux dans un système de négligence, en raison du caractère généralement vague des normes définissant les critères de cette négligence³⁴. L'auteur milite donc pour la

³² BURROWS, 1994, p.81. Relativement à la responsabilité du fait des produits dans l'Union Européenne, la directive du Conseil n°85/374 du 25 juillet 1985 prévoit cependant en son article 7(d) une exemption du producteur lorsque la défection du produit "est due" à sa conformité à un standard obligatoire. Selon Burrows, il s'agit là toutefois d'une exception très restrictive, qui ne permettrait en tout cas pas au producteur de se prévaloir de l'observance en soi du standard obligatoire (*id.*).

³³ KOMESAR, 1984, chapitre 6, pp.153-195.

³⁴ "Low per capita impact on potential injurers (...) may mean that signals from the system will not be received. Information on potential tort liability is hardly free, especially in the context of a vague standard like negligence as opposed to a simpler rule that proscribes specific conduct. A vague standard, which allows substantial variation in outcome case-by-case, makes the pattern of potential liability more complex and difficult and, therefore, more costly to understand. Low per capita potential impact provides little reason

responsabilité stricte, de manière à améliorer la perception des signaux de l'appareil de responsabilité et par la même occasion la prévention des risques par les acteurs concernés³⁵. Une situation analogue se présenterait dans un marché de pollution où les pollueurs prendraient parti de l'observance des normes de transfert et des plafonds pour en conclure à l'improbabilité de *hot spots* et pour se désintéresser en même temps des cas effectifs de responsabilité et de leur traitement par les tribunaux. Tout régime de responsabilité stricte éveillerait alors leur attention, le risque d'encourir une responsabilité se présentant alors même en cas d'observance des normes en question. Ceci stimulerait donc la prévention à l'occasion de leurs opérations d'échange de permis.

L'idée d'après laquelle l'auteur d'un dommage à une valeur déterminée n'est pas exempté de responsabilité même lorsqu'il s'est conformé aux normes destinées à protéger cette valeur a été exprimée d'une autre manière dans l'arrêt *South Terminal*³⁶. Plus précisément, cet arrêt affirme que l'existence d'un droit ne peut être déduite de l'absence de règles l'excluant explicitement. L'analogie entre ce dispositif et la question des normes de transfert ou des plafonds destinés à la prévention des *hot spots* dans les marchés de pollution consisterait alors à dire que même en l'absence de telles normes ou en cas de respect de celles-ci, les pollueurs portent la responsabilité des *hot spots* provoqués par leurs échanges de droits.

Dans l'affaire *South Terminal*, l'EPA avait formulé des plans de contrôle de la circulation automobile ("*Transportation Control Plans*" ou *TCP*)³⁷ destinés à réduire la

to expend the resources necessary to acquire this understanding. High costs and low returns for understanding the signal limit the chance that the signal will be received and responded to" (ibid., p.165).

³⁵ "The advocates of no-fault plans have vociferously attacked conventional tort liability with some success. These calls for the demise of tort liability, while questionable when generalized to all areas of tort liability, may fit where deterrability is weak in the tort setting (...)" (*ibid.*, pp.176-177).

³⁶ *Supra*, note 31.

³⁷ Les *TCP* en question ont été formulés par l'EPA à la suite d'une carence de l'Etat, qui doit normalement le faire dans son plan de mise en oeuvre des standards fédéraux. Voy. STEWART et KRIER, 1978, pp.441-443.

pollution atmosphérique. De ce fait, le demandeur, un opérateur de parkings, avait dû limiter les taux d'occupation de ses parkings, ce qui n'avait manqué de réduire l'importance de ses rentrées. Au motif que ces règlements constituaient un *taking for public use*, cet opérateur prétendait obtenir de l'EPA une compensation du manque à gagner, sur la base du Vème amendement³⁸. Quoique la qualification proposée fut rejetée en l'espèce par la juridiction³⁹, celle-ci formula une interprétation particulièrement intéressante, du présent point de vue, de la doctrine des *takings*: l'on ne se trouverait en présence d'un *taking* que lorsqu'"un droit d'utiliser ou d'exploiter la propriété *d'une manière particulière et permise* est transféré de son titulaire initial à une autre personne ou à un corps gouvernemental"⁴⁰. La juridiction considéra ensuite que tel n'était pas le cas dans l'affaire en cause: l'on ne saurait être exproprié d'un droit que l'on n'a jamais possédé, et l'on ne pourrait davantage concevoir que ce droit est "transféré à quelqu'un d'autre"⁴¹. La réglementation explicite des TCP n'aurait donc fait que constater une obligation préexistante. Elle se serait réduite à l'expression d'un devoir implicite. En limitant expressément la densité admissible de voitures dans les parkings, elle n'aurait rien changé à l'ordre juridique existant. En d'autres termes, le demandeur n'aurait été privé d'aucun droit et ne pourrait en conséquence prétendre à aucune indemnisation.

Pour comparer ce cas à la problématique de l'indemnisation des dommages provoqués par les *hot spots* dans les marchés de pollution, l'on peut établir une analogie entre:

1) le "droit d'utiliser la propriété"⁴² mentionné dans l'arrêt *South Terminal* et le droit pour

³⁸ En effet, la base constitutionnelle de la doctrine des *takings* est le Vème amendement de la Constitution des Etats-Unis, qui interdit l'appropriation publique de la propriété privée à défaut d'une juste compensation (voy. à ce propos *ibid.*, p.455). Les circonstances de la cause requéraient une formulation particulière de cette doctrine, parce que le demandeur n'était pas privé de sa propriété, dont les TCP n'avaient affecté que l'usage.

³⁹ Voy. la note qui précède. La juridiction rejeta cette qualification, au motif que l'on ne se trouverait en présence d'un *taking* que "lorsque toutes les utilisations d'une parcelle sont interdites" (*ibid.*, p.453); en l'espèce, cette condition n'était pas réalisée selon elle, parce que les TCP ne faisaient que limiter le nombre des voitures admissibles dans les parkings, et n'empêchaient pas toute exploitation (*id.*).

⁴⁰ *Id.*, c'est moi qui souligne.

⁴¹ *Id.*

⁴² *Id.*

les pollueurs d'un marché de pollution d'échanger les permis dont ils sont propriétaires⁴³;

2) la réglementation explicite des *TCP* et les normes de transfert ou plafonds éventuellement prévus expressément dans ce marché, de même qu'entre

3) l'obligation d'utiliser sa propriété "d'une manière particulière et permise"⁴⁴ par l'ordre juridique existant et une obligation implicite, à charge des titulaires de droits, de garantir l'uniformité géographique à l'occasion de leurs opérations de transfert. La sanction d'une telle obligation serait alors la charge de réparer tout dommage provoqué par un *hot spot* consécutivement à de telles opérations.

Dans un marché de pollution, peut-on dire que l'ordre juridique existant contient implicitement une telle obligation de garantie ? Selon R.Stewart et J.Krier, la jurisprudence américaine considère généralement que l'ordre juridique contient des obligations implicites lorsque sont concernés la santé publique et le bien-être publics⁴⁵. Ainsi que l'a montré la thèse de l'objectif écologique des marchés de pollution développée plus haut, ceux-ci servent à mettre en oeuvre des standards ambiants (chapitre III, 3.1), et l'uniformité géographique des niveaux de pollution qu'ils admettent est un principe de leur mise en oeuvre (chapitre III, 5.2.2). Comme de tels standards environnementaux sont généralement justifiés par une politique de protection de la santé publique et/ou du bien-être public⁴⁶, l'on pourrait donc soutenir l'existence d'obligations implicites dans les marchés de pollution. Dans la mesure où l'uniformité géographique fait partie d'une telle politique, des obligations implicites servant à la garantir pourraient donc être conçues. Tel serait le cas en l'absence de normes de transfert ou de plafonds exprès, ou bien dans l'hypothèse où de telles normes existeraient,

⁴³ Il s'agit là en effet d'une prérogative qu'ouvre par définition tout marché de pollution à ses partenaires (supra, chap.III, 1.2.1 et 3.2).

⁴⁴ STEWART et KRIER, 1978, p.453.

⁴⁵ "(...) *government regulation of commercial and industrial activity is today seldom, if ever, found to constitute a taking where the regulation can rationally be related to the protection of public health or some other substantial public welfare objectives*" (ibid., p.455, c'est moi qui souligne).

⁴⁶ Voy. l'exemple des standards primaires et secondaires du *Clean Air Act* (chap.I, 2.1.2.3), qui sont mis en oeuvre par le programme d'*Emissions trading* et ses mécanismes de permis négociables (chap.II, 2.3).

mais s'avéreraient insuffisantes pour assurer une protection complète de l'uniformité géographique. Cette dernière hypothèse serait celle de la survenance d'un *hot spot* en dépit du respect des normes en vigueur par les partenaires du transfert. L'on pourrait alors dire que ces normes explicites n'épuisent pas le contenu de l'ordre juridique, et que les pollueurs eux-mêmes ont la charge d'en compléter les dispositifs par l'intermédiaire d'une obligation de garantie de l'uniformité géographique.

Pour conclure, l'on peut dire que l'intérêt du contentieux en réparation des dommages provoqués par les *hot spots* consiste à susciter une protection supplémentaire contre leur survenance, protection complétant les mécanismes de conception et de régulation envisagés plus haut (voy. le tableau 1). Cette protection complémentaire résulterait d'*initiatives de prévention* prises par les pollueurs eux-mêmes à l'occasion de leurs transferts⁴⁷. Les dispositifs judiciaires déclenchés par les contentieux inciteraient de telles initiatives pour autant qu'ils soient conçus de manière adéquate. De ce point de vue, la doctrine de la responsabilité stricte (Burrows et Komesar), de même que la jurisprudence américaine consistant à reconnaître des obligations implicites dans le chef des acteurs visés par toute réglementation de protection de la santé et du bien-être publics sont particulièrement intéressantes.

2.3. La réparation des dommages provoqués par les *hot spots* et leur prévention

L'objet de la présente section consiste à proposer et à justifier un dispositif de responsabilité répondant aux deux exigences de l'indemnisation des dommages subis par les victimes des *hot spots*, et de l'incitation à leur prévention par les partenaires des transferts. Dans le cadre de cette problématique, les développements de la section précédente (absence

⁴⁷ Ces démarches de prévention sont distinctes de celles qui sont prises dans le cadre de la spécification de normes de transfert de la troisième catégorie, lorsque celle-ci incombe aux pollueurs eux-mêmes (formule du contrat privé et non de la procédure publique d'autorisation du transfert, supra, chap.IV, 4.4). Dans ce dernier cas, la spécification et l'observance d'une norme de transfert de la troisième catégorie correspond à une *obligation* réglementaire, alors que la prévention dont il est maintenant question est simplement *incitée* par le dispositif judiciaire de responsabilité (contentieux en réparation des dommages provoqués par les *hot spots*).

de normes de transfert, de plafonds, ou respect de ceux-ci par les pollueurs) ne correspondent qu'à une hypothèse particulière. De la sorte, les concepts de responsabilité stricte et d'obligation implicite s'avéreront utiles dans le seul contexte de cette hypothèse (et non pas dans le cas où le *hot spot* proviendrait d'une violation des règles applicables). Le dispositif proposé s'articule par ailleurs en trois phases successives: la collectivisation de la responsabilité, son individualisation et sa recollectivisation. Justifiés respectivement par les exigences d'indemnisation et de prévention, ces différentes phases s'expliquent aussi en termes d'allocation des coûts et des charges d'organisation de la responsabilité. Ainsi qu'on l'a vu, la survenance de *hot spots* est associée à l'instrument du marché de pollution lui-même (circulation des permis, supra, 2.1). L'existence d'un tel marché résulte d'un choix de politique environnementale (chapitre III, 1.2.1), mais va également dans le sens d'une plus grande protection des intérêts économiques des acteurs concernés (chapitre II et chapitre III, 3.2). Les diverses prestations supposées par le dispositif proposé incomberont donc tantôt à l'administration répondant de l'instauration de programme, tantôt à la collectivité des pollueurs bénéficiant d'un tel programme.

2.3.1. Collectivisation

Ce concept signifie ici que les victimes des *hot spots* pourraient s'adresser à un *fonds collectif d'indemnisation* pour la réparation des dommages subis par elles⁴⁸. Deux motifs sont de nature à justifier l'existence d'une telle possibilité. Tout d'abord, il est possible que la victime d'un *hot spot* soit confrontée à des difficultés de preuve du lien causal existant entre la survenance de ce *hot spot* et un transfert de droits déterminé. Si ce lien était clair, l'imputation de la responsabilité aux partenaires de ce transfert ne serait guère problématique.

⁴⁸ Dans le domaine de la responsabilité écologique, les mécanismes de fonds collectifs d'indemnisation existants ne sont que rarement mobilisables par les victimes individuelles des dommages. Aux Etats-Unis par exemple, les fonds prévus par le *Federal Water Pollution Control Act* de 1972 (FWPCA) et par le *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* de 1980 (CERCLA) ne sont accessibles qu'aux autorités publiques. Dans l'Etat du Maine, les victimes privées peuvent obtenir une compensation du fonds collectif que prévoit le *Oil Discharge Prevention and Pollution Control Act* de 1970. Mais ce mécanisme ne vise que la pollution de l'eau. Du point de vue de la présente problématique, la loi japonaise de 1973 pour la compensation des dommages à la santé dus à la pollution est assez intéressante. Voy. STEWART et KRIER, 1978, p.605 ss.

Toutefois, l'hypothèse dans laquelle un *hot spot* surviendrait à la suite d'un concours de circonstances mettant en jeu des sources de pollution multiples mérite d'être envisagée. L'existence d'un fonds collectif mobilisable pour l'indemnisation dispenserait alors la victime de la charge de prouver la responsabilité de pollueurs déterminés. Ensuite, et ceci même dans l'hypothèse où le *hot spot* serait imputable à un transfert déterminé de droits, la victime pourrait se voir confrontée à l'insolvabilité des pollueurs responsables, problème qu'écarte naturellement la solution d'un fonds collectif.

Cette collectivisation, qui repose donc à la fois sur un argument en termes de causalité et sur un argument en termes de solvabilité, pourrait s'appuyer sur une analogie avec les dispositifs du *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* américain de 1980 (*CERCLA*) et sur la notion de "*deep pocket*", qui est fréquemment utilisée dans la littérature de langue anglaise relative à la responsabilité écologique⁴⁹. Le "Superfonds"⁵⁰ prévu par le *CERCLA* a été créé pour répondre au problème des dommages écologiques provoqués par le déversement de déchets hasardeux. Ce problème se caractérise en effet par la difficulté d'individualiser la responsabilité des dommages: la contamination de sites et la pollution provoquée par des substances hasardeuses impliquent le plus souvent une multiplicité d'acteurs dont les agissements peuvent s'étendre sur plusieurs années⁵¹. Les opérations d'assainissement des sites contaminés ("*cleanup*") par les administrations compétentes⁵² et, dans certains cas⁵³, la réparation des dommages éventuellement subis par

⁴⁹ Voy. notamment KLOTZ et SIAKOTOS, 1987; BURCAT, 1987; WEBER, 1989, p.1471; STEWART, 1991, p.112; TEUBNER, 1994, p.28.

⁵⁰ Ce terme est utilisé pour désigner le fonds collectif d'indemnisation créé par le statut. Voy. p.ex. le *Superfund Amendments and Reauthorization Act* ou SARA de 1986, qui a perfectionné les dispositions de 1980.

⁵¹ WEBER, 1989, p.1470.

⁵² Section 9604 du *CERCLA*. Les administrations compétentes sont l'EPA et les administrations étatiques concernées.

⁵³ En principe, la réparation des dommages subis par les ressources naturelles provient directement de sommes recouvertes sur les "personnes responsables" du dommage (voy. à ce propos la note 54), sauf si l'action échoue après épuisement de tous les recours administratifs et judiciaires. La doctrine précise que cette solution ne vaut que pour la restauration des ressources naturelles, et non pour leur remplacement (STEWART, 1991, p.116, note 9). La

des ressources naturelles suite au déversement de déchets hasardeux ("*compensation*") sont alors financées par le fonds⁵⁴. La notion de *deep pocket* désigne quant à elle la possibilité de réparation complète d'un dommage en dépit de la solvabilité limitée de la personne l'ayant effectivement provoqué (hypothèse où la causalité peut être établie). Le fonds collectif d'indemnisation envisagé ici correspond également à une telle notion.

La question des charges d'organisation et de l'allocation des coûts d'un tel fonds collectif devrait à présent être étudiée. Dans ce contexte peuvent être envisagées des contributions publiques, provenant de l'administration ayant pris l'initiative de créer le marché et/ou des contributions privées, provenant de la collectivité des pollueurs partenaires de ce marché. M.Roberts a trouvé dans la théorie des *takings*⁵⁵ le fondement possible d'une responsabilité du gouvernement en ce qui concerne l'indemnisation des victimes des *hot spots*. La jurisprudence américaine considère en effet que l'on peut parler de *taking* requérant compensation "lorsque le gouvernement crée une servitude sur la propriété d'une personne,

restauration et le remplacement sont les deux formes possibles de la réparation (s.9601(23) et (24)).

⁵⁴ Section 9611 du statut. Les administrations compétentes (voy. la note 52) sont ensuite autorisées par le statut à poursuivre en justice les pollueurs responsables de la contamination du site ou du dommage subi par l'environnement. En fonction du dispositif d'indemnisation mis en oeuvre, l'action aura pour objet la récupération des coûts d'assainissement supportés par le fonds ou bien le dédommagement de l'atteinte portée à la ressource naturelle par l'abandon de déchets hasardeux (s.9607). L'on parle alors de "pollueurs responsables" en dépit de l'impossibilité d'une attribution causale individualisée des dommages en question. Ces pollueurs sont identifiés par la section 9607(a) comme "personnes potentiellement responsables" (*Potentially Responsible Persons* ou *PRPs*) de la pollution envisagée: les propriétaires et opérateurs actuels et passés d'installations à partir desquelles il y a eu des décharges de matières hasardeuses; ceux qui transportent des déchets vers ces sites et ceux qui génèrent les déchets qui s'y trouvent. TEUBNER, 1994, pp.291 et 306, a fait remarquer de manière générale que la responsabilité écologique tendait en définitive à éliminer les liens de causalité individualisés entre des actes et des dommages, pour attacher plutôt la responsabilité à des entités définies selon d'autres critères, pouvant être géographiques. Dans le cas du CERCLA, la liste des *PRPs* montre que c'est le critère du rattachement à un "site contaminé" (*ibid.*, p.298) qui est déterminant: "Des sites contaminés constituent le point de rattachement d'un certain nombre d'acteurs" (*ibid.*, p.306).

⁵⁵ A propos de cette théorie, voy. *supra*, note 38.

au profit de tierces parties"⁵⁶. Selon Roberts et dans l'hypothèse d'un *hot spot* survenant dans un marché de pollution atmosphérique, "le propriétaire perdrait le contrôle d'une servitude sur l'air adjacent à sa propriété. Le gouvernement transférerait le contrôle de cette servitude à un marché limité, qui répartirait la pollution sans considérer l'intérêt du propriétaire"⁵⁷. En d'autres termes, le *hot spot* serait dû au programme de tout gouvernement se servant de l'instrument du marché de pollution dans sa politique d'environnement. Au départ de cette considération, Roberts avance l'idée d'une responsabilité gouvernementale pour l'indemnisation des dommages subis par les victimes des *hot spots*⁵⁸. Selon lui, le gouvernement pourrait assumer cette responsabilité en créant un pool au départ duquel les victimes seraient indemnisées⁵⁹. Cette proposition répond à la question de l'organisation du fonds collectif d'indemnisation dont l'existence est ici envisagée. Pour le financement de ce fonds collectif, Roberts envisage la perception d'une taxe auprès des pollueurs faisant partie du marché organisé par le gouvernement⁶⁰. Cette contribution fiscale serait justifiée par la considération d'après laquelle ces pollueurs tirent un avantage économique de l'existence d'un

⁵⁶ *Loretto v. Teleprompter Manhattan CATV Corp.*, 458 U.S. 419, 433-38 (1982); *Kaiser Aetna v. United States*, 444 U.S. 164, 180 (1979). Ces décisions sont citées in ROBERTS, 1982, p.1034, note 72.

⁵⁷ *Ibid.*, p.1034.

⁵⁸ "In sum, takings doctrine would require that the government compensate victims of hot spots" (*ibid.*, p.1036).

⁵⁹ *Ibid.*, p.1039.

⁶⁰ *Id.* La première perception de cette taxe aurait lieu lors de la création du marché. Si les permis étaient alors distribués sur la base de la répartition des prérogatives antérieures d'émissions (*supra*, chap.III, 7.2.2), la taxe serait perçue sur la base de chaque droit d'émission (pourcentage appliqué à chaque droit). Si les permis étaient alors distribués par vente publique (*id.*), ce sont alors les revenus de cette vente qui financeraient le fonds. Il s'agit encore d'une sorte de taxe, puisque ces revenus correspondent aux sommes payées par les pollueurs pour acquérir des droits (ROBERTS, 1982, pp.1099-1040). Des taxes continueraient à être perçues lors du fonctionnement du marché et à l'occasion de l'entrée de nouveaux venus dans ce marché (*ibid.*, p.1040: "(...) other beneficiaries of the market would still contribute"). Ces taxes seraient alors imposées proportionnellement au nombre de permis acquis, chaque année ou lors de chaque acquisition de permis (*id.*).

tel marché (efficience économique: minimisation de leurs coûts de contrôle, chapitre III, 3.2)⁶¹. La taxe perçue représenterait alors la contrepartie de cet avantage. Il serait intéressant de s'interroger sur la compatibilité d'une telle taxe avec la hiérarchie des objectifs des marchés de pollution (priorité de leur objectif écologique justifiant des tempéraments au principe d'efficience économique mais n'admettant pas que celui-ci soit compromis, supra). Comme le note Roberts lui-même, la taxation "*sacrifierait* l'efficience interne du marché dans l'intérêt d'une meilleure garantie de la qualité de l'air"⁶². L'on pourrait toutefois concevoir que cette efficience ne soit pas "sacrifiée", mais simplement relativisée par l'imposition d'une taxe destinée à financer le fonds collectif. En dépit de ceci, les pollueurs pourraient alors continuer d'escompter de leur participation au marché des économies de coûts (supériorité des économies de coûts de contrôle réalisées par rapport aux dépenses représentées par l'achat des permis et par les taxes l'accompagnant).

L'on ajoutera que le dispositif proposé par Roberts (fonds collectif d'indemnisation organisé par le gouvernement et financé par des taxes perçues auprès des pollueurs du marché) s'apparente à celui du *CERCLA*. En effet, ce sont les dispositions statutaires, publiques de cette loi qui instaurent le Superfonds et règlent son organisation⁶³ et sa

⁶¹ Cet avantage est en quelque sorte exprimé par la citation d'après laquelle l'organisation d'un marché de pollution consiste à transférer le contrôle d'une servitude sur une propriété "à un marché limité" (supra, note 57).

⁶² ROBERTS, 1982, p.1040, c'est moi qui souligne. La garantie de la qualité de l'air s'entend ici comme l'indemnisation des victimes des *hot spots*. En effet, ces *hot spots* compromettent la qualité de l'air, au sens de la répartition uniforme des seuils de concentration prescrits par le standard ambiant.

⁶³ Dans le statut de 1980 (supra, note 48), le Superfonds se divisait en un "*Hazardous Substance Response Trust Fund*" (ss.9631-9633) et en un "*Post-Closure Liability Trust Fund*", affecté aux mesures d'assainissement nécessitées par des installations ayant été fermées et dont les activités étaient autorisées (s.9641). Le montant total des deux fonds était de 1,6 billions de 1,6 billions de dollars (THOMPSON, 1991, p.116; REHBINDER et STEWART, 1985, p.126), mais il était également prévu qu'un mécanisme d'assurance privée remplacerait le *Post-Closure Liability Trust Fund* (s.9607(k)(4)). En 1986, le SARA (supra, note 50) met fin à ce fonds (THOMPSON, 1991, p.116) et remplace le premier par le "*Hazardous Substance Superfund*" dont le montant, considérablement accru, est de 8,5 billions de dollars (s.9611(a); WEBER, 1989, note 16). L'objectif poursuivi était de permettre des opérations d'assainissement plus complètes et donc plus coûteuses, car il fallait bien reconnaître le caractère restrictif du budget initial eu égard au problème écologique concerné. D'après

gestion⁶⁴. Par ailleurs, le financement du Superfonds est assuré en majeure partie par des taxes sur les produits pétroliers⁶⁵, ce qui correspond à l'idée d'imputer les coûts des dommages écologiques concernés à une collectivité d'acteurs, qui tirent de leur côté un profit économique (vente de produits pétroliers) de toute activité génératrice de tels dommages (production et utilisation de ces produits).

La proposition alternative d'une caisse d'assurance organisée au niveau d'un marché déterminé (et non au niveau gouvernemental) et supposant une obligation d'affiliation de tous les pollueurs de ce marché ne représente pas de différence conceptuelle majeure par rapport au dispositif envisagé par Roberts. Les fonctions d'une telle caisse seraient en effet analogues à celles de ce dispositif, s'agissant d'assurer le dédommagement de la victime même si celle-ci ne peut attribuer la responsabilité du *hot spot* à des pollueurs déterminés (problème de causalité) et même si les pollueurs dont la responsabilité aurait été établie le cas échéant étaient insolvable (problème de solvabilité). A la différence de l'hypothèse envisagée par Roberts, la victime serait alors directement indemnisée par cette caisse, et non plus par l'administration ayant pris l'initiative de l'instauration du marché (même si celle-ci crée et organise un fonds expressément destiné à cette fin). Il serait justifié de recourir à une telle solution en cas d'immunité gouvernementale (inapplicabilité de la théorie des *takings*). La considération d'après laquelle la collectivité des pollueurs du marché bénéficie de son organisation justifie cette fois l'indemnisation de la victime par la caisse d'assurance elle-même (et non plus la simple contribution des pollueurs à un fonds gouvernemental mobilisé en cas d'application de la théorie des *takings*).

2.3.2. *Individualisation*

Les deux formes de collectivisation proposées (fonds d'indemnisation organisé au

THOMPSON, 1991, pp.116-117, le SARA visait à permettre des opérations dont le montant pourrait aller de 30 millions à 56 millions de dollars. Voy. également WEBER, 1989, p.1471.

⁶⁴ La section 9611 du statut prévoit des règles précises d'utilisation du fonds.

⁶⁵ La trésorerie fédérale représente la source mineure du financement. Voy. REHBINDER et STEWART, 1985, pp.51, 125; KLOTZ et SIAKOTOS, 1987, p.277.

niveau gouvernemental ou au niveau de chaque marché et financé par l'ensemble des pollueurs de ce marché) sont satisfaisantes du point de vue de la fonction d'indemnisation que tout dispositif de responsabilité se doit de remplir. En effet, elles apportent une solution aux problèmes de causalité et de solvabilité auxquels peut se heurter la victime d'un *hot spot* lorsqu'elle requiert une indemnisation. L'objectif de la prévention des *hot spots* par les acteurs concernés n'est toutefois pas satisfait, dans la mesure où cette collectivisation représente un risque de déresponsabilisation. A propos des nouveaux dispositifs de réparation des dommages écologiques reposant sur la dissolution des liens individuels de causalité, G.Teubner a noté en ce sens qu'ils étaient généralement de nature à provoquer "les effets collatéraux de l'action collective: aléa moral, *free riding*, disparition de l'incitation individuelle"⁶⁶. Le Superfonds prévu par le CERCLA constituerait par ailleurs un dispositif de ce type⁶⁷. De fait, l'on a vu plus haut que cette institution avait été créée pour répondre aux problèmes écologiques provoqués par le déversement de déchets hasardeux, problèmes caractérisés essentiellement par la difficulté d'individualiser la responsabilité des dommages. Dans les marchés de pollution, la création par analogie d'un fonds collectif d'indemnisation des victimes des *hot spots* représenterait le même risque de déresponsabilisation (absence d'incitation à la prévention des *hot spots* par les partenaires des transferts) à défaut de techniques complémentaires d'individualisation. Il s'agit à présent d'envisager les possibilités qui existent en ce sens, au départ de deux hypothèses distinctes: soit le fonds collectif aurait indemnisé la victime en raison de l'impossibilité pour elle d'établir un lien de causalité entre le *hot spot* et un transfert particulier de droits, hypothèse dans laquelle une action directe contre les partenaires de ce transfert aurait été possible (infra, 2.3.2.1); soit le fonds collectif aurait indemnisé la victime non pas parce qu'elle n'aurait pu prouver la responsabilité de deux pollueurs déterminés, mais en raison du risque d'insolvabilité de ceux-ci (infra, 2.3.2.2).

⁶⁶ TEUBNER, 1994, p.293.

⁶⁷ "(...) de nouvelles formes de 'responsabilité pour risque' tendent à réduire ou à éliminer les liens de causalité individuels, pour les remplacer par la coupole d'une responsabilité quasi-collective. C'est dans ce contexte que l'on parle de (...) Superfonds" (*ibid.*, pp.291-292).

2.3.2.1. Première hypothèse: problème de causalité

Même dans l'hypothèse où les *hot spots* ne seraient généralement pas imputables à des pollueurs déterminés mais résulteraient d'un enchaînement de circonstances, une *individualisation présomptive* favorable au développement de la prévention pourrait être conçue. Celle-ci prendrait la forme d'un *calcul approprié des contributions dues par les pollueurs au fonds collectif d'indemnisation* signalé précédemment. Deux critères de calcul sont alors envisageables, mais il faut dire d'emblée qu'ils s'associent à un concept de "causalité probabiliste"⁶⁸. Dans cette mesure, l'incitation à la prévention qu'ils représentent ne possèdera pas la même précision et la même efficacité que si l'imputation causale réelle était effectivement possible (infra, 2.3.2.2).

Le premier mode de calcul consiste à imposer aux firmes des contributions proportionnelles au nombre de permis qu'elles détiennent et acquièrent, conformément à la proposition de Roberts⁶⁹. Les considérations qui suivent révèlent cependant le caractère relativement problématique d'une telle idée. Il est vrai qu'il est incontestablement plus probable que les *hot spots* soient provoqués par les transferts portant sur un grand nombre de permis que par ceux qui ne portent que sur un nombre limité de permis, mais l'on ne peut déduire du critère proposé aucune certitude de ce point de vue (critère simplement

⁶⁸ *Ibid.*, p.292. L'action prévue par la section 9607 du *CERCLA* contre les personnes potentiellement responsables de la pollution (supra, note 54) pourrait être considérée comme un exemple de causalité probabiliste. Cette action est en effet justifiée par l'idée d'après laquelle ces personnes ont probablement contribué au dommage du fait de leur rattachement au site contaminé. Cette seule probabilité justifie l'admissibilité de l'action. D'ailleurs, la règle de responsabilité solidaire adoptée par les tribunaux (STEWART, 1991, p.11) rend superflue l'allégation de quelque lien de causalité effectif que ce soit par les demandeurs (administrations qualifiées, supra, note 54): ceux-ci peuvent réclamer de chaque pollueur le remboursement de l'intégralité des coûts d'assainissement enregistrés par le fonds. L'abstraction par rapport à la causalité réelle est évidente, puisqu'il va de soi qu'étant donné la multiplicité des *PRPs* généralement rattachées à un site, le dommage ne peut avoir été effectivement provoqué par l'une seule d'entre elles.

⁶⁹ Voy. supra, la note 60. L'on a signalé plus haut que l'efficacité du marché serait compromise si la somme du prix d'acquisition des permis et de la cotisation excédait le coût de contrôle moyen de tous les partenaires du marché (supra, 2.3.1). Cette considération devrait donc constituer un facteur du calcul de la cotisation.

probabiliste). En effet, ce qui provoque les *hot spots* n'est pas la simple acquisition ou la simple détention de permis, mais leur utilisation. L'on pourrait donc imaginer qu'une firme possédant un grand nombre de permis les utilise en cherchant à prévenir la survenance de *hot spots*, alors qu'une firme en possédant moins ne se soucie guère de ce problème lors de leur utilisation. La seconde firme serait alors privilégiée au détriment de la première; dans cette mesure, l'on pourrait reprocher au système proposé son manque de précision du point de vue de l'incitation à la prévention des *hot spots*. En d'autres termes, ce système n'incite pas directement la prévention des *hot spots*, mais dissuade plutôt les transferts. Si l'on adopte l'argument de la probabilité, l'on peut certes dire comme Roberts qu'il incite "l'évitement des *hot spots*"⁷⁰: il est clair que ceux-ci sont associés aux transferts (supra, 2.1), et que l'on pourrait donc les éviter en évitant les transferts. Dans cette mesure, la proposition contredit toutefois la logique du marché elle-même, puisque c'est précisément sur ces transferts que repose son efficience spécifique (chapitre III, 3.2). Le calcul de la cotisation basé sur le nombre de permis que détiennent ou acquièrent respectivement les firmes du marché ne semble donc guère approprié en raison de son manque de précision et de son incompatibilité avec la logique de l'instrument du marché de pollution, et devrait dans cette mesure faire place à l'utilisation d'un autre critère.

Pour le calcul de la cotisation, l'on pourrait alors proposer le critère de l'importance respective des dommages passés provoqués par les pollueurs du marché et effectivement imputés à ces derniers (notion d'"*experience rating*" utilisée dans le domaine des assurances⁷¹). Ce mode de calcul inciterait la prévention d'une manière plus précise parce que les pollueurs chercheraient alors à éviter la survenance d'accidents en vue de réduire leur cotisation⁷². Toutefois, son utilisation semble encore une fois problématique pour deux

⁷⁰ "Naturally, if the government wanted to create incentives to avoid hot spots, it might tax the polluter who bought emission permits more heavily than other members of the market" (ROBERTS, 1982, p.1040, c'est moi qui souligne).

⁷¹ KOMESAR, 1994, p.166.

⁷² "There are market forces pressing toward *experience rating*. It would profit insurance companies to pick out only the low risk customers, given the same premium. In turn, this selection process would promote differential rates (...) and provide the incentive for injurers to take safety steps" (Id., c'est moi qui souligne). Le critère précédent par contre n'incitait pas l'évitement d'accidents lui-même (prévention), mais l'achat d'un nombre limité de permis.

raisons. Il faut rappeler premièrement que les présents développements reposent sur l'hypothèse où les *hot spots* ne seraient généralement pas imputables à des pollueurs déterminés en raison de problèmes d'attribution causale. Le critère proposé suppose donc que cette attribution soit malgré tout possible pour une certaine partie des dommages provoqués. Deuxièmement, et même en présence d'une telle possibilité, l'on reconnaîtra que l'incitation à la prévention ne sera pas aussi efficace que dans l'hypothèse d'une sanction immédiate des *hot spots* prenant la forme d'une condamnation judiciaire (voy. la section suivante). En effet, les firmes amatrices de risque ou indifférentes au risque pourraient compter sur l'improbabilité d'une telle sanction (en raison des difficultés d'attribution causale) pour faire l'économie de prestations de prévention des *hot spots* à l'occasion de leurs transferts. Tant qu'elles n'auraient fait l'objet d'aucune condamnation, elles pourraient alors compter sur le maintien des primes antérieures à l'occasion de leurs actualisations ultérieures. Dans l'hypothèse de firmes adoptant des perspectives de court terme, le développement de la prévention pourrait aussi dépendre de la durée plus ou moins longue séparant tout transfert à risques de l'actualisation suivante des primes. Le calcul de la cotisation basé sur la notion d'*experience rating* ne semble donc guère optimal en raison de son manque d'efficacité du point de vue de l'incitation à la prévention. Ce manque d'efficacité s'associe alors à l'incertitude d'une prévention effective: les partenaires du marché pourraient se livrer à des calculs de probabilité et/ou de court terme pour compter sur la stabilité du montant des primes en dépit des dommages que leurs transferts risquent de provoquer, et pour s'abstenir en conséquence de prendre les mesures de prévention requises.

Dans l'hypothèse qui vient d'être étudiée, les charges d'indemnisation pesant effectivement sur les pollueurs prennent la forme de contributions au fonds collectif⁷³. Ces contributions sont calculées sur la base de critères probabilistes de causalité, parce qu'il n'est généralement pas possible de tenir compte de leurs responsabilités effectives. Dès lors se pose un problème d'aléa moral compromettant la prévention: les firmes ne chercheront pas à réduire leurs contributions respectives et réelles aux dommages (en prenant des mesures préventives), parce que leur responsabilité repose sur des critères autonomes (nombre de

⁷³ L'on présuppose que les victimes des *hot spots* ne peuvent réclamer directement une indemnisation à des pollueurs individualisés (problème de causalité), raison pour laquelle l'indemnisation est prise en charge par le fonds collectif.

permis acquis ou détenus et *experience rating*), et ne serait dès lors pas réduite de manière proportionnelle à leurs efforts de prévention. Il faut toutefois reconnaître que le système de l'*experience rating* tient compte des contributions réelles pouvant être établies le cas échéant, et pourrait dans cette mesure encourager la prévention du côté des firmes adverses au risque et adoptant des perspectives de long terme (adaptation de la cotisation, infra, 2.3.3). Ceci dit, la prévention est assurée de manière plus immédiate et plus certaine lorsque les dommages peuvent être immédiatement imputés à leurs auteurs effectifs. Leur responsabilité est alors fonction du rôle qu'ils ont réellement joué dans la survenance des dommages, ce qui les incite à en rechercher la prévention de manière plus directe. Cette hypothèse fait l'objet des développements qui suivent.

2.3.2.2. Deuxième hypothèse: problème de solvabilité

Le fonds collectif d'indemnisation décrit précédemment (2.3.1) serait appelé à intervenir pour dédommager la victime d'un *hot spot* qui ne pourrait en imputer la responsabilité à deux pollueurs déterminés, mais également celle qui se heurterait à l'insolvabilité des pollueurs auxquels la responsabilité du *hot spot* aurait été effectivement imputée. Si le dispositif proposé remplissait de la sorte sa fonction d'indemnisation, il faut encore s'interroger sur les formes que pourrait y prendre l'incitation à la *prévention*. L'on constatera d'emblée que celle-ci sera moins problématique que dans l'hypothèse précédente, puisque l'on suppose à présent que la responsabilité des *hot spots* puisse être effectivement imputée à des pollueurs particuliers. En d'autres termes, il ne sera plus nécessaire de recourir à un concept de causalité probabiliste: l'incitation à la prévention sera plus immédiate, dans la mesure où l'on peut ici compter sur une individualisation causale effective de la responsabilité.

Après l'indemnisation de la victime par le fonds collectif, cette individualisation de la responsabilité pourrait prendre la forme concrète d'une *action récursoire du fonds* contre les deux pollueurs responsables du *hot spot*. L'on pourrait à nouveau s'inspirer ici d'une analogie avec les dispositions du *CERCLA*. Ainsi qu'on l'a vu plus haut, la section 9607 de ce statut autorise les administrations qualifiées à poursuivre en justice les pollueurs

responsables de la contamination d'un site⁷⁴. La collectivité de ces pollueurs est identifiée sur la base de critères probabilistes de causalité, et chacun d'entre eux peut être tenu d'une responsabilité solidaire (remboursement de l'intégralité des coûts d'assainissement supportés par le fonds)⁷⁵. Il faut préciser que cette règle de responsabilité solidaire n'empêche aucun défendeur de soulever l'exception de la divisibilité du dommage, s'il peut prouver qu'il n'a joué aucun rôle dans la contamination du site⁷⁶. Le CERCLA constitue donc l'exemple d'un fonds réalisant dans un premier temps certaines indemnisations sur la base financière de contributions calculées collectivement, mais prévoyant en un second temps la possibilité d'une individualisation des responsabilités (exception de divisibilité soulevée par une PRP lorsque l'administration requiert sa responsabilité solidaire pour le remboursement des coûts d'assainissement supportés par le fonds). Dans le cas d'un marché de pollution, le fonds collectif proposé indemniserait tout d'abord la victime, pour se retourner ensuite contre les pollueurs effectivement responsables du dommage pour lequel la victime a été indemnisée. A la différence de l'hypothèse du CERCLA⁷⁷, cette individualisation ne serait guère problématique, car l'on présuppose maintenant que la responsabilité du dommage puisse être effectivement imputée à un transfert déterminé de permis (pas de problème de causalité).

Dans la mesure où les actions récursoires du fonds contre les pollueurs effectivement responsables des *hot spots* déboucheraient sur des condamnations dotées d'effets dissuasifs, elles ne manqueraient d'inciter le développement de la prévention des *hot spots* au niveau des échanges de permis. Il s'agit à présent d'envisager les *différentes bases juridiques possibles*

⁷⁴ Voy. *supra*, note 54.

⁷⁵ *Supra*, note 68.

⁷⁶ Voy. la décision *United States v. Chem-Dyne Corp.*, 572 F.Supp. 802 (SD Ohio 1983), citée in WEBER, 1989, p.1478, adoptant le dispositif des sections 433(A) et (B) et 875 du *Restatement of Torts* de 1965, et suivie de décisions similaires, notamment *United States v. South Carolina Recycling and Disposal Inc. et al.*, 653 F.Supp., 984 (D.S.C. 1984), *New York v. Shore Realty Cor.* 759 F.2d 1032 (2d Cir. 1985) et *O'Neill v. Picillo*, 883 F.2d 176 (1st Cir. 1989), citées in STEWART, 1991, p.111, note 4. Ce dernier auteur précise toutefois dans le contexte du CERCLA que les défendeurs n'arrivent généralement pas à produire la preuve de la divisibilité du dommage, en raison de la particularité du risque écologique concerné (*ibid.*, p.111).

⁷⁷ Voy. la note 76 in fine.

d'une responsabilité des pollueurs ayant provoqué un *hot spot*, l'établissement d'une telle responsabilité prenant place dans le contexte judiciaire d'une action récursoire intentée par le fonds d'indemnisation.

Le concept de *nuisance intentionnelle* pourrait-il à cette occasion justifier la responsabilité des pollueurs ayant effectivement provoqué le *hot spot* ? Le pronostic qu'établit Roberts sur la base de la jurisprudence américaine est négatif: "Un tribunal peut écarter le concept de nuisance intentionnelle si le comportement incriminé est 'raisonnable'. Le respect des réglementations étatiques et fédérales autorisant le niveau de pollution du défendeur influencera fortement la détermination du caractère raisonnable de ce comportement"⁷⁸. Il faut certes admettre qu'il serait injustifié de reprocher aux pollueurs d'avoir intentionnellement provoqué un *hot spot* s'ils se sont conformés aux normes de transfert leur étant applicables. Il se peut toutefois qu'ils n'aient pas respecté ces normes, réalisant de la sorte des transferts à risques en connaissance de cause. Dans cette hypothèse, l'acceptation du risque (dol éventuel) pourrait être constitutive du caractère intentionnel de la nuisance, à condition que cette acceptation puisse être établie. Ceci serait possible si l'on pouvait prouver que les pollueurs responsables du *hot spot* ont utilisé des techniques de dispersion (supra, chapitre IV, 4.3) afin de se soustraire au contrôle du respect des normes de transfert leur étant applicables. Ces techniques tiennent compte de la localisation des récepteurs destinés au contrôle (supra, chapitre III, 6.2.2 et chapitre V, 2.4.3), et permettent de réduire de différentes manières⁷⁹ la concentration du polluant réglementé au moment où son émission atteint un

⁷⁸ ROBERTS, 1982, p.1029. "*Furthermore, in determining reasonableness, the court may weigh the burden to plaintiff against the utility of defendant's conduct. In this case, benefits to society would include not only defendant's production but also the lower cost of pollution abatement (...)*" (*ibid.*, pp.1028-1029). Un tel argument place au même niveau de valeurs l'intérêt écologique de l'uniformité géographique (compromis par le *hot spot* et le dommage lui étant associé) et l'intérêt économique de l'économie des coûts de contrôle réalisée par le défendeur. Le montant représenté par cette économie est alors supérieur au coût du dommage. La thèse de la priorité de l'objectif écologique des marchés de pollution devrait écarter tout argument de ce genre, et faire passer l'intérêt de l'uniformité géographique avant celui de l'économie des coûts de contrôle. De la sorte, un transfert permettant de réaliser une importante économie de coûts ne serait pas "raisonnable" s'il provoquait un *hot spot*, et ceci même dans l'hypothèse où le dommage associé à ce *hot spot* représenterait en définitive des coûts inférieurs au montant de l'économie réalisée.

⁷⁹ Supra, chap.IV, note 196.

récepteur. Si le recours à des techniques de ce genre pouvait être prouvé lorsqu'un échange de permis a provoqué un *hot spot* alors qu'était prévue une norme de transfert destinée à le prévenir, le dol éventuel pourrait être constaté dans le chef des partenaires du transfert et justifier leur responsabilité pour le dédommagement de la victime.

Ce dispositif n'est à vrai dire guère satisfaisant dans le présent contexte. Si l'on cherche à inciter efficacement la prévention des *hot spots*, leur responsabilité devrait aussi pouvoir être imputée aux partenaires des transferts, même lorsqu'ils n'en ont pas délibérément accepté le risque (dol éventuel). Il faudrait donc également pouvoir sanctionner la *négligence* dont ils auraient fait la preuve à l'occasion de leurs échanges de permis. Ainsi qu'on va le voir dès à présent, les hypothèses dans lesquelles cette négligence pourrait être constatée sont multiples.

Une négligence pourrait tout d'abord avoir été commise par les pollueurs responsables d'un *hot spot* au moment de la spécification de la norme de transfert applicable à leur opération d'échange de permis. De fait, l'on a vu plus haut que cette spécification incomberait aux pollueurs eux-mêmes en l'absence d'une procédure publique d'autorisation de chaque transfert, ou en d'autres termes si les transferts prenaient la forme de contrats privés (chapitre IV, 4.4). Selon le type de norme de transfert applicable, leur prestation de spécification consisterait alors à appliquer des critères généraux (normes de la première ou de la deuxième catégorie), ou bien à procéder à des études d'impact et à des mesures de publicité (normes de la troisième catégorie, *ibid.*, 4.3). Les pollueurs pourraient faire preuve de négligence en accomplissant de telles prestations. Cette négligence pourrait se traduire par des erreurs d'identification de la subdivision dans laquelle ils se trouvent respectivement (variations de valeur prescrites dans les marchés à permis multiples, *supra*, chapitre III, 5.2.2.1,3)) ou par des erreurs de calcul dans la spécification de la valeur des permis après échange (clés de calcul générales des normes de la deuxième catégorie, chapitre IV, 4.3). Elle pourrait aussi se traduire par une organisation inappropriée des études d'impact et de la publicité destinée aux recours des tiers, ou bien par la définition de taux d'échange que ne justifieraient pas les

résultats de ces études et de ces consultations⁸⁰ (normes de la troisième catégorie, *id.*).

Les pollueurs pourraient également faire preuve de négligence postérieurement à la spécification de la norme de transfert, qu'ils y aient procédé eux-mêmes (*supra*) de manière diligente, ou bien qu'elle ait été réalisée par l'administration éventuellement chargée d'autoriser chaque transfert à titre particulier (normes de la troisième catégorie avec procédure publique d'autorisation, *supra*, chapitre IV, 4.4). Le *hot spot* qui surviendrait alors pourrait être attribué à leur négligence s'ils ne s'étaient pas conformés aux normes définies de la manière décrite, sans qu'il ne s'agisse pour autant d'une manoeuvre délibérée de leur part (hypothèse de la nuisance intentionnelle, *supra*).

Si la charge de réparation des dommages provoqués par les *hot spots* sanctionnait la négligence dont les pollueurs feraient la preuve à l'occasion de la spécification des normes de transfert ou à l'occasion des transferts eux-mêmes, le dispositif de responsabilité inciterait déjà une certaine forme de prévention, à la différence d'un système qui ne sanctionnerait que l'acceptation des risques (*supra*). La prévention incitée se traduirait alors par une détermination consciencieuse des normes de transfert et/ou par un souci de conformité aux normes préétablies. Des *hot spots* pourraient toutefois continuer à se produire en dépit d'une telle diligence dans les trois hypothèses suivantes:

- 1) La norme de transfert a été spécifiée de manière diligente (par les pollueurs eux-mêmes ou par l'administration) et les pollueurs s'y sont conformés, mais un *hot spot* survient en raison de circonstances climatiques imprévues et imprévisibles⁸¹.
- 2) Les pollueurs se sont conformés à la norme de transfert leur étant applicable, mais il

⁸⁰ L'on peut rappeler ici l'importance de l'indépendance des experts consignait les résultats des études d'impact et des consultations des tiers, et certifiant leurs dates respectives (*supra*, chap.IV, notes 188 et 199). En effet, c'est en considération de ces données que la négligence des partenaires pourrait être établie, s'ils avaient procédé à des transferts non conformes aux conditions fixées à l'issue de ces études et consultations.

⁸¹ Les problèmes d'incertitude et d'imprévisibilité de ce genre, qui tiennent à la complexité des réseaux de causalité existant dans la nature, sont à l'origine d'innombrables problèmes pour le droit de l'environnement. Voy. p.ex. LADEUR, 1987, p.7 ss.; MAJONE, 1989, pp.129-130.

s'avère que l'administration a commis une erreur au moment de sa détermination⁸², ou bien que cette norme manque d'actualité⁸³.

3) Le *hot spot* ne correspond à aucune violation du standard ambiant, mais simplement à un dépassement du niveau effectif de la qualité de l'environnement avant le transfert. L'on a vu plus haut que les transferts de permis caractéristiques des marchés de pollution pouvaient se solder d'effets de ce genre (supra, 2.1). Les normes de transfert ne permettent pas de les éviter, dans la mesure où c'est à la mise en oeuvre du standard ambiant qu'elles sont destinées en principe⁸⁴. Un *hot spot* du type décrit peut donc apparaître malgré l'observance de la norme de transfert applicable.

Ces trois hypothèses montrent que le respect de la norme de transfert éventuelle ne suffit pas toujours à exclure la survenance d'un *hot spot*. Ce respect constitue cependant le critère d'appréciation de la négligence dans le dispositif de responsabilité qui vient d'être décrit. Par rapport à ce simple souci de conformité à la norme de transfert applicable, les partenaires des transferts pourraient se préoccuper d'une prévention plus poussée (infra, 2.3.3). Pour inciter une telle prévention, il faudrait donc pouvoir disposer d'un système de responsabilité où les pollueurs ayant provoqué un *hot spot* en seraient responsables (dans le contexte d'une action récursoire du fonds collectif) même s'ils avaient respecté la norme de

⁸² Plusieurs hypothèses sont alors envisageables: configuration inappropriée des subdivisions internes du marché (normes de la première catégorie), détermination inadéquate des clés de calcul générales (normes de la deuxième catégorie), absence d'étude d'impact ou de consultation des tiers ou prise en considération insuffisante de leurs résultats (normes de la troisième catégorie). A propos de cette dernière hypothèse, voy. aussi PEETERS, 1991, pp.158 et 160.

⁸³ Par exemple, les normes de transfert de la première catégorie sont associées à la conception administrative des marchés (chap.III, 5.2.2 et chap.IV, 4.3). Les dispositifs de conception peuvent être actualisés lorsqu'ils cessent de répondre aux objectifs poursuivis à la suite d'une évolution des circonstances (mesures subséquentes de conception administrative, chap.III, 5.2.3.1).

⁸⁴ Toutefois, des normes de transfert possédant la prétention supplémentaire du maintien de la qualité effective de l'environnement (au niveau global et au niveau local) ont été proposées dans la littérature (supra, chap.IV, 4.2). De telles normes permettraient bien entendu d'éviter le problème décrit. Comme on se limite ici à étudier la mise en oeuvre du *standard ambiant* (objectif écologique poursuivi dans le marché de pollution), ce problème est simplement signalé à titre informatif.

transfert (ou le plafonds) applicable ou en l'absence d'une norme de transfert (ou d'un plafonds) explicite. De ce point de vue, les développements qui précèdent révèlent la pertinence respective des concepts de *responsabilité stricte*⁸⁵ et d'*obligation implicite* (supra, 2.2)

Tableau 2: collectivisation et individualisation de la responsabilité (*hot spots*)

	Fonction du dispositif	Acteurs concernés	Problème spécifique	Phase du dispositif
Collectivisation	Assurer la réparation du dommage	Fonds collectif d'indemnisation public ou privé (supra, 2.3.1)	Causalité ou solvabilité	Dédommagement de la victime
Individualisation	Inciter la prévention du dommage	Partenaires des transferts	Causalité	Calcul de la cotisation au fonds collectif (<i>experience rating</i> , supra, 2.3.2.1).
			Solvabilité	Action récursoire du fonds collectif (négligence, responsabilité stricte ou obligations implicites).

⁸⁵ HEUSTON, 1973, p.31, définit la responsabilité stricte comme une responsabilité indépendante d'intention ou de négligence, prenant pour base le seul fait du dommage.

2.3.3. Recollectivisation

Dans la mesure où le dispositif de responsabilité qui vient d'être décrit (supra, tableau 2) permet d'indemniser les victimes des *hot spots* et incite les pollueurs à prévenir ce type de dommages, il constitue l'instrument approprié d'une *mise en oeuvre uniforme du standard environnemental* défini pour le marché. Les *hot spots* compromettent en effet ce principe d'uniformité. D'autre part, les mesures administratives de conception et de régulation susceptibles d'être prises pour leur prévention (tableau 1) peuvent s'avérer déficientes de ce point de vue. Le dispositif proposé permet de solutionner ce problème en incitant *les acteurs du marché eux-mêmes* à remédier à de telles déficiences. Même si la responsabilité d'un *hot spot* n'est pas imputable à un transfert déterminé (problème de causalité), le calcul des cotisations au fonds collectif basé sur la notion d'*experience rating* inciterait (indirectement) les pollueurs à prévenir les *hot spots* en général, dans la mesure où de tels efforts peuvent être récompensés par la fixation de cotisations plus basses (supra, 2.3.2.1). Si l'individualisation causale est par contre possible, la menace d'une action récursoire du fonds collectif (insolvabilité éventuelle des pollueurs responsables) les inciterait de même (directement) à s'assurer de l'absence de risque de *hot spot*, soit en veillant à se conformer scrupuleusement aux normes de transfert et aux plafonds applicables (action fondée sur la négligence), soit en prenant l'initiative d'une prévention plus approfondie que celle que représente l'observance de telles mesures administratives (action fondée sur la responsabilité stricte ou sur le concept d'obligations implicites, supra, 2.3.2.2).

L'on devrait à présent s'interroger sur les formes concrètes de la prévention qu'incite le dispositif proposé du côté des acteurs du marché. Dans l'hypothèse où des normes de transfert de la troisième catégorie seraient prévues (chapitre IV, 4.3) et si les transferts prenaient la forme de contrats privés, la spécification des normes particulières de chaque transfert incomberait à ses partenaires eux-mêmes (*ibid.*, 4.4). Cette spécification suppose alors qu'ils procèdent à des études d'impact et organisent une publicité destinée à la consultation des tiers (*id.*). Comme on l'a vu, le concept de négligence permettrait de sanctionner les pollueurs qui n'auraient pas réalisé ces prestations de manière appropriée (supra, 2.3.2.2). La recherche d'une prévention plus complète des *hot spots* suppose toutefois que leur responsabilité puisse être imputée aux pollueurs les ayant provoqués, même dans les

hypothèses où:

- . la réglementation ne prévoirait pas de normes de transfert de la troisième catégorie;
- . des normes de transfert de la troisième catégorie auraient été fixées par l'administration et les pollueurs s'y seraient conformés, et où
- . la réglementation prévoirait simplement des normes de transfert générales (de la première catégorie) ou des critères généraux de spécification (de normes de la deuxième catégorie) et les pollueurs s'y seraient conformés⁸⁶.

Dans toutes ces hypothèses, aucune négligence ne pourrait être reprochée aux pollueurs ayant provoqué un *hot spot*: seuls les concepts de responsabilité stricte et d'obligations implicites pourraient alors justifier leur responsabilité. Les pollueurs ne seraient plus alors simplement incités à observer les règles applicables ou à réaliser les prestations qu'elles prescrivent, mais à prendre eux-mêmes des *initiatives de prévention supplémentaires* par rapport aux obligations qu'elles définissent. Comme dans l'hypothèse précédente, ils pourraient alors réaliser des études d'impact et des consultations de tiers. Toutefois, ces prestations ne feraient plus alors l'objet d'aucune prescription réglementaire explicite: étant simplement incitées par les dispositifs de responsabilité applicables, les pollueurs devraient donc en prendre l'initiative. L'on vient donc de décrire les mesures de prévention qui sont incitées du côté des pollueurs, indirectement par la perspective du paiement de cotisations moins élevées au fonds collectif d'indemnisation ou directement, par celle de l'évitement d'une condamnation judiciaire à la réparation du dommage provoqué par un *hot spot*. Dans le contexte judiciaire, les mesures de prévention incitées peuvent être définies réglementairement (négligence), ou bien reposer sur une initiative des partenaires des transferts eux-mêmes (responsabilité stricte ou obligation implicite).

Ce dispositif global semble posséder le mérite de garantir une protection assez complète de l'uniformité géographique: les déficiences éventuelles des prescriptions administratives en ce sens seraient compensées par des initiatives de prévention prises par les acteurs du marché à l'occasion de chaque transfert qu'ils réalisent. Toutefois, les prestations de prévention spécifiées réglementairement (normes de la troisième catégorie et contrats

⁸⁶ A propos des origines possibles de *hot spots* dans de tels cas, voy. les deux premières hypothèses décrites à la fin de la section précédente: circonstances non prévues par l'administration, erreurs commises par celle-ci ou défaut d'actualité de ses règlements.

privés) ou reposant sur une initiative de ces acteurs (autres hypothèses) sont incontestablement représentatives de *coûts de transaction*. En effet, il va de soi que les études d'impact et la consultation des tiers intéressés à l'occasion de chaque transfert impliquent des dépenses spécifiques pour ses partenaires. Ces coûts de transaction pourraient compromettre *l'efficience économique du marché*, c'est-à-dire les économies de coûts de contrôle qu'un tel instrument rend possibles du côté des acheteurs de permis et les profits de la vente de permis qu'il rend possibles du côté de leurs vendeurs (supra, chapitre III, 3.2). Les prestations décrites représentent également un facteur de *complexité des transactions*, dans la mesure notamment où elles ne manqueront de ralentir le rythme auquel elles peuvent s'opérer (temps représenté par l'attente des résultats des études d'impact et des consultations de tiers). Cette complexité pourrait compromettre *l'attrait du marché*, c'est-à-dire l'intérêt que les pollueurs concernés peuvent trouver à y participer par des opérations d'achat et de vente de permis (*ibid.*, 3.3).

En termes d'organisation, les coûts financiers des prestations de prévention et les dépenses de temps qu'elles représentent pourraient être réduits si elles étaient réalisées de manière centralisée, par une seule instance compétente pour l'ensemble des transactions du marché, plutôt que sur un mode décentralisé, c'est-à-dire au niveau de chaque transfert particulier de permis. En d'autres mots, cette rationalisation par centralisation permettrait de réduire les coûts de transaction enregistrés par les partenaires du marché à l'occasion des prestations de prévention, de même qu'elle simplifierait leurs transactions en leur faisant gagner du temps.

La méthode de solution des conflits d'objectifs politiques des marchés de pollution que l'on a proposée à nombreuses reprises recommande une rationalisation de ce genre. Selon cette méthode, l'objectif écologique des marchés est prioritaire, et peut justifier l'apport de tempéraments à leur efficience économique et à leur attrait. Toutefois, ces deux dernières valeurs ne peuvent être compromises en raison de la nécessaire sauvegarde de l'objectif écologique, ce sans quoi l'utilisation de marchés perdrait son avantage relatif par rapport aux instruments de commande et contrôle. Comme on l'a vu, les prestations de prévention requises pour la garantie du principe d'uniformité géographique représentent pour les pollueurs des coûts de transaction et des dépenses de temps qui peuvent être de nature à compromettre l'efficience économique et l'attrait du marché. La rationalisation proposée

permettrait de réduire ces coûts et ces dépenses, préservant de la sorte cette efficience et cet attrait. Ces valeurs ne seraient certes pas optimales en raison de la nécessité de recourir à une procédure de prévention. Ceci ne serait toutefois guère dommageable eu égard à la hiérarchie des objectifs proposée, qui admet en effet la simple relativisation de telles valeurs, pour autant que celles-ci ne soient pas compromises. L'efficience économique et l'attrait du marché seraient compromis par l'exigence de préservation de l'uniformité géographique si les coûts de prévention (en termes financiers et en termes de temps) assortissant chaque transaction étaient supérieurs ou équivalents aux économies de coûts de contrôle et aux profits de vente que les pollueurs peuvent escompter des transactions. La rationalisation proposée permet de réduire les coûts de prévention. L'utilisation du marché de pollution garderait son intérêt spécifique si ces coûts étaient alors réduits jusqu'à ce qu'ils soient inférieurs aux économies et aux profits associés aux transactions.

L'on voit donc qu'une telle rationalisation peut s'avérer indispensable pour le maintien d'un marché de pollution, dans l'hypothèse où la garantie du principe d'uniformité géographique exigerait que soient accomplies les prestations de prévention en question (risques de *hot spots*). A défaut des économies qu'une telle rationalisation permet de réaliser, les coûts de transaction et les dépenses de temps des partenaires des échanges pourraient excéder ou anéantir les gains spécifiques qu'ils pourraient escompter de ces échanges. En pareil cas, l'efficience et l'attrait du marché seraient compromis, et il faudrait renoncer à se servir d'un tel instrument. Ce renoncement serait dommageable pour les acteurs potentiels du marché, parce que ceux-ci perdraient alors l'opportunité de réaliser les économies de coûts de contrôle et les profits de vente spécifiquement associés à l'existence d'un tel marché. Cette considération pourrait justifier le *statut privé* de l'organe centralisant la prévention: sa création proviendrait d'une initiative collective des partenaires du marché, qui prendraient également la charge de son financement (comp. supra, chapitre V, 2.3.2, l'argument développé par M. Peeters à l'appui d'un statut privé de l'organe d'enregistrement et supra, 2.3.2, l'argument de Roberts à l'appui du financement du fonds d'indemnisation par les pollueurs, de même que la proposition alternative d'une caisse d'assurance privée).

3. LA MISE EN OEUVRE DU STANDARD ENVIRONNEMENTAL PROPREMENT DIT

3.1. Les "dommages publics", leurs caractères et leur origine

La politique environnementale à l'oeuvre dans tout marché de pollution prend la forme normative d'un standard ambiant, formulant l'objectif de l'atteinte ou du maintien d'un certain niveau de qualité du milieu écologique qu'elle concerne (concentration moyenne du polluant réglementé dans ce milieu, supra, chapitre III, 1.1). Ce standard ambiant est mis en oeuvre par l'intermédiaire d'un standard d'émission, limitant *quantitativement* le total des émissions provenant de l'ensemble des firmes d'une région donnée (*ibid.*, 3.1). Les prérogatives d'émission conférées par ce standard quantitatif se répartissent entre ces diverses firmes selon la loi de l'offre et de la demande, de manière à minimiser leurs coûts d'observance respectifs. Chacune d'entre elles possédera de la sorte un nombre variable de permis de pollution (*ibid.*, 1.1). Les "dommages publics" présentement étudiés correspondent à un dépassement du seuil quantitatif fixé par le standard d'émission, compromettant de la sorte la réalisation de l'objectif de la politique environnementale (standard ambiant). Cette réalisation s'associe en effet à l'observance du seuil quantitatif global du standard d'émission⁸⁷. Il faut préciser que si la politique environnementale se fixe des objectifs en termes de qualité de l'environnement, c'est généralement parce qu'elle considère que d'autres valeurs, telles la santé publique ou le bien-être public⁸⁸, en sont dépendantes. La politique environnementale ne recherche pas alors la protection de l'environnement pour la protection de l'environnement, mais en vue de

⁸⁷ KEELER a relevé le caractère essentiel de cette valeur quantitative dans toute politique de permis transférables: "*Unlike taxes or other kinds of pollution charges, permits are an exact quantity instrument. This property of exact control over quantities is what makes property-rights-based systems politically and philosophically acceptable to many environmentally concerned citizens and policymakers*" (1991a, p.181). A propos des systèmes de "permis de déchargement transférables" en particulier (*Transferable Discharge Permits* ou TDP), il souligne en ce sens l'importance du respect des normes quantitatives: "*The performance of TDP systems in controlling the quantity of pollution and influencing the compliance status of firms is therefore highly relevant to their implementation and acceptance*" (*id.*).

⁸⁸ Les standards ambiants primaires et secondaires du *Clean Air Act* sont un exemple. Voy. supra, chap.I, 2.1.2.2.

protéger des valeurs sociales déterminées. Dès lors, l'on pourra dire que ce sont ces valeurs-là que les dommages publics compromettent.

Si l'on s'interroge sur les caractères de ces dommages, l'on peut donc dire premièrement qu'ils portent atteinte aux *valeurs publiques* associées à un certain niveau de qualité de l'environnement. Les *hot spots* peuvent également compromettre une valeur politique, celle de l'uniformité géographique du standard ambiant⁸⁹. En s'interrogeant sur leurs impacts, l'on a cependant vu qu'en raison de leur caractère localisé, ils pouvaient causer des dommages à des citoyens particuliers, c'est-à-dire aux personnes résidant dans leur proximité (supra, 2.1). En ce sens, et à la différence des dommages publics, les *hot spots* peuvent également représenter des dommages privés. L'on peut aussi considérer que les dommages publics possèdent une seconde spécificité par rapport aux *hot spots*: ils sont dus à des *violations de la réglementation* limitant les émissions, ce qui n'est pas toujours le cas des *hot spots*. Si le standard d'émission régional est dépassé, l'on peut présumer que les limitations d'émission individuelles (permis de pollution) sur lesquelles repose son application ont été dépassées, parce que le volume d'émission global qu'il définit correspond à la somme des volumes autorisés par tous les permis en circulation. Les *hot spots*, par contre, peuvent provenir de violations des normes de transfert applicables (conditions d'utilisation des permis consistant à faire varier leur valeur en fonction de leur lieu d'utilisation), mais peuvent également survenir en dépit du respect par leurs auteurs de toutes les conditions réglementaires prévues (supra, 2.2). Dans cette hypothèse, la recherche d'un dispositif de responsabilité approprié (responsabilité des auteurs d'un *hot spot*) s'est avérée relativement problématique, parce qu'il ne se justifiait pas, pour cette raison, d'utiliser le concept traditionnel de négligence (supra, 2.3.2.2 in fine). Pour inciter les pollueurs à rechercher la prévention des *hot spots* au-delà d'un simple souci de conformité aux prescriptions réglementaires, il a fallu recourir aux concepts de responsabilité stricte et d'obligation implicite, en s'inspirant d'analogies avec d'autres domaines juridiques (droit de la consommation et droit de la propriété, supra, 2.2). Les dommages publics, quant à eux,

⁸⁹ Ce n'est toutefois pas nécessairement le cas: les *hot spots* peuvent aussi correspondre à une dégradation localisée de la qualité de l'environnement par rapport à la situation antérieure à un transfert, sans que cela ne représente aucune violation du standard ambiant du marché (supra, 2.1).

proviennent donc par hypothèse de violations des normes d'émission respectivement applicables aux pollueurs du marché: si le standard d'émission global est dépassé, l'on présuppose que certains d'entre eux ont dépassé leurs prérogatives individuelles d'émission. Ceci simplifie la problématique de la responsabilité, parce que des pénalités civiles, criminelles ou administratives assortissent généralement les réglementations prévoyant des limitations d'émission (supra, chapitre V, 3.3.2). Du reste, l'application de telles pénalités est pertinente dans le présent contexte, puisqu'il ne s'agit plus cette fois de dédommager des victimes privées (cas des *hot spots*). L'on est ici en présence d'atteintes à des valeurs d'intérêt public, et c'est précisément pour réparer de telles atteintes que les pénalités réglementaires en question sont prévues (à propos de l'enjeu du contentieux, voy. la section suivante).

La considération d'après laquelle les dommages publics sont dus à des violations de la réglementation limitant les émissions est pertinente pour la question de l'origine de ces dommages. Il vaudrait la peine de pousser la question un peu plus loin en s'interrogeant sur l'origine de ces violations elles-mêmes. L'on peut alors dire que ces dernières sont rendues possibles par la *circulation des droits*, qui constitue une dimension essentielle dans tout marché de pollution⁹⁰. En effet, cette circulation complexifie la surveillance du respect par les pollueurs des prérogatives d'émission que leur confèrent leurs permis: d'une part, elle peut déboucher sur des répartitions défavorables à la supervision⁹¹; d'autre part, l'autorité de contrôle ne dispose pas nécessairement d'informations actuelles sur la répartition des prérogatives d'émissions, c'est-à-dire sur les titulaires effectifs de ces prérogatives. Dans cette mesure, il ne lui sera pas toujours possible de faire le constat de la violation d'une prérogative par un pollueur donné (supra, chapitre V, 2.2.2.2). Ces deux circonstances rendent la

⁹⁰ Les *hot spots* eux aussi sont rendus possibles par la circulation des droits (supra, 1.2 et 2.1).

⁹¹ Des solutions sont cependant envisageables pour résoudre ce problème spécifique. Voy. à ce propos la démonstration d'équivalence requise dans le contexte du programme d'*Emissions trading* par la déclaration de l'EPA du 11 décembre 1979 (supra, chap.V, note 26). Voy. également KEELER, 1991a, p.189: "(...) *firm's transactions in the permit market will provide a signal to regulators about their abatement costs. If firms cheat because they have high abatement costs, and if regulators could target their monitoring resources better if they knew which firms were more likely to cheat, then this signal could improve enforcement*".

surveillance incertaine et la compromettent dans une certaine mesure, ce qui peut inciter les pollueurs à dépasser les termes de leurs permis⁹² et provoquer l'effet collectif d'un dépassement du standard régional⁹³ (voy. supra, 1.2, à propos du caractère d'effet pervers d'un tel phénomène eu égard à l'objectif de politique environnementale poursuivi dans tout marché de pollution).

3.2. L'intérêt des dommages publics et l'enjeu du contentieux

La survenance d'un dommage public représente un *intérêt spécifique* par rapport aux

⁹² A propos de cette dimension *individuelle* du problème, voy. les développements que TIETENBERG, 1985, chap.8, a consacrés au thème de l'incitation à l'observance de la réglementation dans les marchés de pollution. Selon lui, cette incitation est fonction de la qualité de la surveillance (probabilité de détection des violations) et de l'importance des pénalités. Cette idée a été mentionnée précédemment, dans le cadre de l'étude de la surveillance et des pénalités (chap.V, 2.1 et 3.1).

⁹³ A propos de cette dimension *collective* du problème, voy. l'étude de KEELER, 1991a, relative aux systèmes de "permis de déchargement transférables" (supra, note 86). Cette étude conclut au risque d'une pollution globale plus importante dans de tels systèmes que dans des systèmes de standards individualisés "lorsque les autorités régulatrices ne sont pas en mesure de garantir une observance totale" de la réglementation (p.180). Elle se concentre toutefois sur le problème des pénalités et non pas sur celui de la surveillance. A la différence des présents développements, l'auteur présume en ce sens que la probabilité de détection des violations est la même pour toutes les firmes du marché: "*It is thus possible to represent the expected penalty for each firm as the same function of violation size (v). All firms' identical expected penalties per unit of violation are given by a function $f(v)$ which is continuous in the positive domain and zero when $v < 0$; this function is the same for violations occurring under either regulatory regime*" (p.181). Il signale toutefois qu'il s'agit là d'une hypothèse simplifiée, et que le problème de la surveillance pourrait représenter une variable supplémentaire: "*These results have been obtained under a very simple enforcement scheme where (...) monitoring probabilities (...) are constant across firms. It would be interesting to compare standards and permits in situations where regulators acted optimally in allocating their monitoring resources given limited and costly information so as to cause firms to face unequal penalties*" (p.189). L'étude de Keeler a donc un champ d'investigation distinct de celui de la présente approche: le problème des pénalités et non pas celui de la surveillance. Les pénalités comme la surveillance constituent toutefois les deux dimensions du thème de l'effectivité de la réglementation (chap.V, 1.1). De la sorte, et même si l'on se penche ici sur le problème de la surveillance et non plus sur celui des pénalités, l'on peut dire comme Keeler que c'est en raison de problèmes d'effectivité de la réglementation que les marchés de pollution représentent le risque d'une pollution globale plus élevée que les systèmes de standards individualisés. Voy. également en ce sens KEELER, 1991b, p.1361.

contraventions que commettent effectivement les pollueurs du marché lorsqu'ils dépassent les limitations d'émissions fixées par leurs permis respectifs⁹⁴. Comme on vient de le voir, l'appareil de surveillance n'est pas toujours en mesure de détecter de telles violations lorsqu'elles sont commises, en raison de difficultés de la détection elle-même et/ou en raison de la difficulté d'identifier les titulaires réels des prérogatives d'émission (circulation des droits). Le dépassement du standard régional révèle après coup que des violations ont dû être commises par certains pollueurs.

Ainsi qu'on va le voir, un contentieux peut alors être déclenché à l'initiative de l'autorité qualifiée à cette fin (chapitre V, 2.3.1), même si elle n'est pas en mesure d'identifier individuellement les responsables effectifs du dommage en raison du problème de surveillance mentionné. L'autorité cherchera alors la *réparation du dommage commis* en requérant l'application d'une pénalité appropriée, ou bien cherchera à *faire cesser le dommage en train de se commettre* en requérant la formulation d'une injonction (*ibid.*, 3.3.2). Dans ce contexte, l'on verra que des paiements pourraient être obtenus et que des injonctions pourraient être formulées indépendamment d'une prise en considération de données de surveillance actualisées: ceci facilitera naturellement l'accomplissement de la fonction réparatrice du contentieux (*infra*, 3.3.1).

Il importe peut-être de souligner qu'en dépit du caractère apparemment plus "objectif" du contentieux, qui provient de la circonstance qu'il s'agit d'appliquer des sanctions réglementaires et non pas d'indemniser une victime bien définie, les dommages publics représentent de véritables atteintes à l'intégrité de l'environnement et aux valeurs associées à celle-ci. En raison du dépassement du standard d'émission, la concentration du polluant excède le seuil fixé par le standard ambiant dans le milieu écologique protégé (voy. la section précédente). Dès lors, le contentieux n'est pas simplement destiné à sanctionner des

⁹⁴ Comp. *supra*, 2.2, à propos de l'intérêt spécifique que représente le contentieux en réparation des dommages provoqués par les *hot spots* par rapport à la réglementation des émissions sous forme de normes de transfert et de plafonds: même lorsque les pollueurs respectent cette réglementation ou en l'absence d'une telle réglementation, ils peuvent se rendre responsables de la survenance de *hot spots*. Le déclenchement du contentieux en réparation par la victime privée de ce *hot spot* révèle alors le caractère insuffisant de la réglementation explicite du point de vue de la garantie de l'uniformité géographique.

comportements illégaux (en sa phase d'individualisation, infra, 3.3.2): la dimension de la réparation d'une atteinte réelle portée à l'intérêt public (infra, 3.3.1) y est également présente (voy. supra, 1.1 et 1.2, à propos de la différence entre un contentieux purement objectif et celui que génère la survenance d'un dommage écologique).

3.3. La réparation et la prévention des dommages publics

Comme dans le cas des *hot spots*, l'on peut ici envisager un dispositif s'articulant en trois phases successives: la collectivisation de la responsabilité, son individualisation et sa recollectivisation. Ces phases sont conçues pour répondre aux exigences respectives de réparation et de dissuasion de l'appareil de responsabilité. L'attribution des charges de financement et d'organisation des diverses prestations devant être accomplies dans ce cadre reposera sur un critère analogue d'allocation des coûts: de larges responsabilités pèseront alors sur la collectivité des pollueurs du marché, bénéficiaires de l'organisation publique d'un tel instrument.

3.3.1. Collectivisation

Si la survenance d'un dommage public provient en fait de violations par certains pollueurs de leurs prérogatives d'émission spécifiques (supra, 3.1), l'autorité prenant l'initiative d'une action destinée à les pénaliser⁹⁵ ne sera pas nécessairement en mesure d'identifier les contrevenants effectifs. L'on sera donc en présence d'un *problème d'attribution causale* comparable à celui qui peut se poser dans l'hypothèse d'un *hot spot* (supra, 2.3.1): l'imputation de la responsabilité du dommage à ses auteurs effectifs ne sera guère possible dans le cadre de l'action en exécution publique, ce qu'il s'agit à présent d'explicitier.

Confrontée à un dépassement du standard d'émission régional, l'autorité responsable de la gestion du programme ou l'instance compétente pour l'action pourrait requérir la formulation d'une *injonction* destinée à faire cesser l'infraction, au moment où celle-ci est en

⁹⁵ A propos des actions en exécution publique, voy. supra, note 3.

train d'être commise par les divers partenaires du marché. Ce contexte d'*urgence*, qui conditionne l'efficacité de l'injonction, problématise l'individualisation des charges de réduction d'émissions nécessaires pour rétablir le niveau de pollution admis par le standard: il est alors peu probable que l'on ait le temps de procéder aux expertises nécessaires pour établir la mesure dans laquelle chaque pollueur est en train de dépasser les termes de ses propres permis, c'est-à-dire sa contribution spécifique dans la provocation du dommage global.

Une fois le délit accompli, l'injonction a perdu son intérêt, mais il reste possible de requérir la condamnation des pollueurs à certains *paiements* (amendes civiles, pénales ou administratives). La répartition des charges de ces paiements est à nouveau problématique, en raison cette fois de la complexité de la surveillance tenant à l'essentielle circulation des droits dans le marché. Pour pouvoir attribuer ces charges aux contrevenants effectifs, l'administration devrait en effet disposer de deux types d'information, portant respectivement sur les émissions effectives de chaque pollueur au moment où le standard a été dépassé (supervision des émissions) et sur la répartition des permis à ce même moment (titulaires de droits d'émission). Comme on l'a vu, la circulation des droits peut déboucher sur des répartitions défavorables à la supervision; d'autre part, et en raison de cette même circulation, l'administration n'est pas nécessairement au courant de la répartition des prérogatives d'émission à tout moment: elle ne suit pas forcément toutes les opérations d'achat et de vente de permis, qui s'opèrent au niveau des transactions privées entre les partenaires du marché (supra, 3.1 et chapitre V, 2.2.2.2). Une surveillance optimale, procurant à l'administration les deux types d'information nécessaires pour l'individualisation des responsabilités, exigerait donc l'engagement de dépenses supplémentaires (coûts administratifs) par rapport à un système de standards d'émission individualisés par source (*id.*). A défaut d'un tel engagement, le *manque de ressources de l'appareil administratif de surveillance* provoquerait le problème d'individualisation qui vient d'être décrit⁹⁶.

Les difficultés d'attribution causale que posent l'urgence et le manque de ressources

⁹⁶ L'insuffisance des ressources administratives de surveillance n'est pas un problème purement hypothétique. TIETENBERG, 1985, p.183, en a relevé la présence réelle dans le contexte de la mise en oeuvre du programme d'*Emissions trading* (supra, chap.V, note 14).

de l'appareil administratif de surveillance problématisent donc respectivement l'imposition d'injonctions et de paiements aux responsables effectifs d'un dommage public. Il ne faudrait pas pour autant conclure à l'inadéquation de telles sanctions dans le contexte d'une action publique. Bien au contraire, il est essentiel que leur application reste envisageable en dépit du problème d'identification des contrevenants effectifs. La formulation d'une injonction permet en effet d'enrayer tout processus de dépassement du standard en train de se dérouler. Dans cette mesure, elle peut être indispensable pour l'évitement de dommages écologiques et publics de grande envergure. Par ailleurs, le renoncement à l'application des amendes sanctionnant la réglementation serait de nature à compromettre sa crédibilité en tant qu'instrument de protection de l'environnement (limitation des émissions du polluant concerné).

Dès lors, une *formule de collectivisation* permettant d'adresser des injonctions et d'imposer des amendes aux pollueurs indépendamment de leurs responsabilités respectives dans la survenance du dommage public devrait être envisagée. Une *dispense de la charge de prouver ces responsabilités effectives* pourrait être conçue à ce titre: l'administration requérant la formulation d'une injonction ou l'imposition d'une amende serait exonérée d'une telle charge, laquelle incomberait aux pollueurs lors d'une autre phase de la procédure (voy. la section suivante)⁹⁷. Concrètement, cette solution devrait permettre à l'administration de requérir la condamnation des pollueurs du marché ou de certains d'entre eux sur la base de trois formes possibles de responsabilité: la responsabilité conjointe, la responsabilité solidaire, ou une responsabilité proportionnelle au nombre de permis détenus par chaque pollueur.

Le concept de *responsabilité conjointe*⁹⁸ consisterait à imposer des prestations de réduction d'émissions (injonction destinée à rétablir le seuil du standard régional) ou des paiements (amendes) équivalents à chaque partenaire du marché (division de la prestation

⁹⁷ A propos de l'inversion de la charge de la preuve dans le droit de l'environnement en général, voy. TEUBNER, 1994, pp.291-292.

⁹⁸ "Normalement, l'obligation se divise entre les cocréanciers ou les codébiteurs; il en est ainsi en principe et l'obligation est alors dite conjointe" (MARTY, RAYNAUD et JESTAZ, 1989, p.84).

globale par le nombre de partenaires). Quant au concept de *responsabilité solidaire*⁹⁹, il permettrait à l'administration d'obtenir la condamnation de l'un quelconque des pollueurs à procéder à l'ensemble des réductions d'émission nécessaires ou à payer la globalité de l'amende¹⁰⁰. Ces deux concepts sont indépendants de toute idée de causalité. Leur utilisation est donc pertinente dans le contexte de l'action publique présentement envisagée, puisque l'on vient de montrer qu'il importait que l'administration soit alors dispensée de la charge de prouver les responsabilités effectives de chaque pollueur dans la survenance du dommage public. Par ailleurs, l'idée d'une responsabilité conjointe semble particulièrement justifiée par l'argument d'après lequel les coûts des dommages provoqués spécifiquement par l'institution du marché (notion d'effet pervers du marché, supra, 3.1) doivent être alloués aux bénéficiaires d'une telle institution, c'est-à-dire aux divers partenaires du marché (comp. supra, 2.3.1, à propos du financement du Superfonds prévu par le CERCLA).

Pour l'administration, la charge de la preuve ne serait cependant pas plus lourde si elle agissait contre chaque pollueur en vue de lui faire imposer des injonctions ou des paiements *proportionnels au nombre de permis qu'il détient*. De la sorte, l'on introduirait dans l'action une idée de causalité probabiliste, qui serait justifiée dans la mesure où l'on pourrait effectivement se dire que les pollueurs détenant un large nombre de permis ont probablement contribué au dommage dans une plus large mesure que ceux qui en détiennent un nombre plus limité¹⁰¹. Au point de vue conceptuel, cette idée rejoint la formule de financement du fonds collectif d'indemnisation des victimes des *hot spots* proposée par Roberts: les pollueurs paieraient alors une taxe proportionnelle au nombre de permis qu'ils détiennent et acquièrent.

⁹⁹ La solidarité passive permet au créancier de poursuivre pour le tout l'un quelconque des débiteurs (*ibid.*, p.93 et article 1200 du code civil).

¹⁰⁰ Par rapport à la responsabilité conjointe, la responsabilité solidaire représenterait pour l'administration une économie de coûts de procédure. Dans le contexte du CERCLA, c'est sur cette forme de responsabilité que repose le remboursement des coûts d'assainissement enregistrés par le Superfonds (supra, note 68).

¹⁰¹ L'avantage d'un tel dispositif consisterait à réduire l'importance des actions récursoires exercées ultérieurement et des exceptions soulevées ultérieurement, lors de la phase d'individualisation de la procédure. En effet, la responsabilité présomptive de la phase de collectivisation se rapprocherait alors davantage de la responsabilité réelle, qui constitue le critère de l'individualisation ultérieure (voy. la section suivante).

L'on a cependant pu constater qu'en raison justement de son caractère simplement probabiliste, cette formule manquait de précision pour l'incitation à la prévention des *hot spots*: une firme possédant un large nombre de permis pourrait les utiliser en tenant davantage compte des risques qu'une firme en possédant relativement moins. La formule proposée privilégierait alors cette dernière, ce qui neutraliserait son effet d'incitation. A propos du calcul de la cotisation au fonds collectif (indemnisation des victimes des *hot spots*), l'on a recommandé pour cette raison d'abandonner le critère du nombre de permis détenus par les firmes pour passer à celui de l'importance respective des dommages passés provoqués par elles (supra, 2.3.2.1). Dans le présent contexte par contre, ce critère d'imputation des injonctions et des paiements serait maintenu dans le cadre de l'action publique, mais ne représenterait pas le critère de la responsabilité ultime de chaque pollueur (voy. la section suivante)¹⁰². Il existe une autre raison d'affirmer le caractère simplement provisoire d'un tel critère d'attribution. Sa mise en oeuvre suppose en effet que l'administration soit informée de la répartition des permis au moment où le standard régional a été dépassé (titulaires des droits d'émission). En raison d'un éventuel manque de ressources de son appareil de surveillance, les informations dont elle dispose à ce propos peuvent être inexactes (supra). De nouveau, l'on proposera ici que les erreurs d'attribution commises pour cette raison au niveau de l'action administrative ne soient rectifiées qu'au niveau suivant de la procédure, et qu'elles ne préjudicient donc pas à l'action administrative.

3.3.2. Individualisation

En vue d'enrayer tout processus de dépassement du standard régional et pour

¹⁰² Dans le présent contexte, le maintien de ce critère est admissible en raison du fait qu'il est simplement *provisoire*: sa fonction se limite à rendre possible l'action administrative dont la nécessité a été soulignée à propos des dommages publics (injonctions permettant d'enrayer leurs processus et amendes conditionnant la crédibilité de la réglementation, supra). Dans le cadre de la question des *hot spots* par contre, ce critère a été considéré comme inapproprié en tout état de cause, parce qu'il constituerait le déterminant *définitif* d'une individualisation de la responsabilité en cas d'impossibilité de l'attribution causale. A la différence de la situation présentement étudiée, il n'y aurait alors aucune action ultérieure reposant sur la responsabilité effective d'un pollueur dans la survenance du *hot spot*. Dans cette mesure, le maintien de ce critère priverait le dispositif de responsabilité de tout effet de dissuasion (supra, 2.3.2.1).

sanctionner les violations de la réglementation étant à l'origine d'un tel dommage public, l'administration peut donc faire imposer des injonctions et des amendes aux différents partenaires du marché. L'urgence caractérisant la procédure de l'injonction et l'inexactitude des informations relatives à l'observance des limitations d'émissions et à la répartition des prérogatives d'émission ne doivent alors pas l'empêcher d'agir: son intervention reste justifiée en dépit des problèmes d'individualisation causale posés par de telles circonstances (voy. la section précédente). Il est cependant possible qu'en se basant alors sur le critère d'attribution présomptif du nombre de permis détenu par chaque pollueur (dispense de preuve des responsabilités individuelles effectives), l'administration ait fait imposer des responsabilités ne correspondant pas aux faits de violation de la réglementation effectivement commis par les pollueurs. Premièrement, et même s'il est plus probable que le dommage public soit dû aux émissions de firmes possédant un nombre de permis relativement élevé, le critère d'attribution utilisé ne devrait pas déboucher sur une estimation définitive de leur responsabilité. Il est en effet possible que de telles firmes aient respecté les limitations d'émission définies par leurs permis, et que le dépassement du standard global soit dû à un cumul d'infractions commises par des pollueurs minoritaires¹⁰³. Deuxièmement, la mise en oeuvre du critère probabiliste envisagé peut être à l'origine d'erreurs d'attribution de la responsabilité. Pour identifier l'auteur d'une infraction, l'administration doit être informée de ses prérogatives d'émission au moment où l'infraction présumée a été commise. En raison de la circulation des permis, les prérogatives d'émission se modifient en permanence, sans que l'administration n'ait les moyens de suivre chaque modification. Elle impartira donc les responsabilités en fonction des informations dont elle dispose, sans que celles-ci ne livrent nécessairement une image correcte de la répartition réelle des permis au moment où le standard a été dépassé.

Dans le cadre de l'action en exécution publique, l'impartition d'injonctions ou d'amendes sur la base de critères présomptifs de causalité est justifiée par la fonction réparatrice qui doit alors être remplie. Toutefois, et dans la mesure où les responsabilités imparties ne correspondent alors pas aux responsabilités effectives, un problème d'aléa moral

¹⁰³ Comp. l'argument selon lequel une firme majoritaire utilisant ses permis pourrait faire preuve d'un souci de prévention des *hot spots*, alors qu'une firme minoritaire ne tiendrait pas compte des risques (section précédente).

compromettant l'incitation à l'observance de la réglementation pourrait se poser¹⁰⁴. En d'autres termes, le dispositif de responsabilité ne remplirait pas sa *fonction dissuasive* à défaut d'un processus complémentaire d'individualisation, sur la base cette fois des responsabilités effectives de chaque pollueur dans la survenance du dommage public. Pour maintenir la possibilité d'une action publique en dépit des problèmes d'imputation rencontrés par l'administration (urgence et insuffisance de ses moyens de contrôle), l'on a proposé de faire bénéficier celle-ci de présomptions l'exonérant de la charge de prouver les responsabilités respectives des différents partenaires du marché. Des injonctions et des amendes ont alors pu être imposées sur la base du nombre de permis détenus par eux au moment de la survenance du dommage, en supposant par ailleurs provisoirement que l'administration ait disposé d'informations correctes à ce propos (collectivisation). Dans un deuxième temps, les pollueurs devraient pouvoir *renverser les présomptions* utilisées par l'administration *en prouvant eux-mêmes* que leur responsabilité effective ne correspond pas à leur responsabilité présomptive. Ce serait donc en définitive à eux qu'incomberait la charge de la preuve des responsabilités individuelles. Il faut à présent s'interroger sur les contextes procéduraux qui leur permettraient d'apporter de telles preuves (individualisation).

Dans l'hypothèse d'un dommage en train de se produire, l'administration a pu imposer à certains pollueurs une *injonction* les sommant de réduire leurs émissions à concurrence du volume nécessaire pour rétablir l'observance du standard dans son ensemble (supra, 3.3.1). Ce faisant, et en raison de l'urgence, elle n'a pas nécessairement pu tenir compte de la mesure dans laquelle chacun de ces pollueurs a effectivement dépassé ses propres prérogatives d'émission. L'on peut alors imaginer qu'en se basant sur le critère probabiliste du nombre de permis détenus par chaque pollueur (*id.*), elle ait imposé l'injonction à un pollueur majoritaire A, ayant respecté la réglementation, en dépit du fait que le dépassement du standard ait été réellement provoqué par les émissions excédentaires de deux pollueurs minoritaires, B et C. L'individualisation pourrait alors prendre la forme d'une *action récursoire* de A contre B et C, à l'occasion de laquelle le premier réclamerait aux seconds un dédommagement proportionnel aux réductions d'émissions indues lui ayant été imposées dans le cadre de

¹⁰⁴ Pour la notion d'aléa moral, voy. supra, 2.3.2.1.

l'action publique¹⁰⁵. Cette action relèverait de l'idée d'action en exécution privée, c'est-à-dire d'action formée par un pollueur du marché pour sanctionner les violations de la réglementation commises par d'autres pollueurs¹⁰⁶. A la différence de l'action publique, elle devrait donc s'appuyer sur la preuve des infractions réellement commises. Dans l'hypothèse envisagée, A devrait ainsi prouver d'une part qu'il a lui-même respecté les termes de ses permis, et d'autre part que B et C ont émis des quantités de pollution supérieures à celles qu'autorisaient leurs permis. De la sorte, A assumerait la charge des expertises que l'administration n'a pas eu le temps de réaliser lors de la formulation de l'injonction (urgence).

Dans l'hypothèse d'un dommage qui se serait déjà produit, l'administration a pu agir contre certains pollueurs en vue de les faire condamner au paiement des *amendes* prévues par la réglementation (supra, 3.3.1). En raison du manque de ressources de son appareil de surveillance, elle n'a pas alors nécessairement disposé des informations requises pour s'adresser aux pollueurs effectivement responsables du dommage. Comme on l'a vu, ces informations portent d'une part sur les émissions effectives des pollueurs au moment du dépassement du standard global, et d'autre part sur la répartition de leurs prérogatives d'émission au même moment. Au bénéfice de la présomption selon laquelle les pollueurs détenant un large nombre de permis jouent un rôle relativement plus important dans la provocation des dommages publics que ceux qui en détiennent moins (*id.*), l'administration a toutefois pu tenter des poursuites contre certains pollueurs. Pour reprendre le même exemple, l'on peut imaginer que le pollueur majoritaire A ait alors été assigné au paiement d'une amende en dépit du fait qu'il se soit effectivement conformé à la réglementation. L'individualisation sur la base de la responsabilité effective pourrait alors prendre la forme

¹⁰⁵ Encore une fois, l'on peut s'inspirer ici d'une analogie avec les dispositions du *CERCLA*. Toute *PRP* tenue d'une responsabilité solidaire vis-à-vis de l'administration (supra, note 68) peut se retourner par après contre les autres *PRPs* rattachées au site. En raison de l'impossibilité d'une individualisation causale, la répartition des responsabilités s'opère alors sur la base de facteurs d'équité. Voy. à ce propos la section 9613(f)(1) et (f)(3)(B) du statut et WEBER, 1989, pp.1488-1492 ("*Second Tier Recovery*").

¹⁰⁶ A propos des actions en exécution privées, voy. supra, note 6.

d'une *exception de divisibilité du dommage* soulevée par A lors de la même procédure¹⁰⁷. Il appartiendrait ainsi à A de renverser la présomption administrative, en prouvant d'une part que ses émissions n'ont pas dépassé les quantités autorisées par ses permis au moment de la survenance du dommage, et d'autre part qu'il était effectivement titulaire de ces permis au même moment (inversion de la charge de la preuve).

Tableau 3: collectivisation et individualisation de la responsabilité (dommages publics)

	Fonction du dispositif	Acteurs concernés	Problème spécifique	Phase du dispositif
Collectivisation	Fonction réparatrice	Autorité publique qualifiée pour l'action (chapitre VI, 2.3.1)	Causalité (urgence ou manque de ressources de l'appareil de surveillance)	Action en exécution publique (supra, note 3): injonction ou paiements (dispense de la charge de la preuve).
Individualisation	Fonction dissuasive (dissuasion des infractions à la réglementation et incitation à l'observance de celle-ci)	Partenaires du marché		Action récursoire (action en exécution privée, supra, note 6) ou exception de divisibilité

¹⁰⁷ Cette exception serait de même nature que celle que peut soulever une *PRP* poursuivie par l'administration pour le remboursement des coûts d'assainissement supportés par le Superfonds, dans le contexte du *CERCLA* (supra, note 76).

3.3.3. Recollectivisation

Le dispositif de responsabilité qui vient d'être décrit (supra, tableau 3) a été proposé pour remplir les fonctions de réparation et de dissuasion des dommages publics. Dans cette mesure, il constitue l'instrument approprié d'une *mise en oeuvre des limitations d'émission globales prescrites par les standards régionaux* des marchés de pollution. La présomption utilisée pour l'attribution des responsabilités (injonction ou amende: importance respective du nombre de permis détenu par chaque pollueur) solutionne une déficience administrative de nature à compromettre cette mise en oeuvre: le manque de ressources de l'appareil public de surveillance¹⁰⁸ (comp. supra, 2.3.3, à propos de l'insuffisance des mesures administratives de conception et de régulation nécessaires pour la prévention des *hot spots* et la mise en oeuvre du principe d'uniformité géographique). Dans le dispositif décrit, les pollueurs peuvent renverser les présomptions administratives en apportant la preuve de leurs responsabilités respectives dans la survenance du dommage public (action récursoire ou exception de divisibilité). Cette solution revient en définitive à déplacer la charge des prestations et des coûts de la surveillance vers *la collectivité des pollueurs eux-mêmes*. Pour apporter les preuves requises, ceux-ci doivent en effet livrer des résultats d'expertise rapportant leurs émissions effectives au moment du dépassement du standard global et des données relatives à la répartition de leurs prérogatives d'émission à ce même moment (comp. supra, 2.3.3, l'argument selon lequel le dispositif de responsabilité prévu pour les *hot spots* devrait inciter les acteurs du marché eux-mêmes à prendre des initiatives de prévention en cas de déficience de la réglementation de ce point de vue).

Si l'action publique a consisté à imposer à un pollueur une injonction de réduction d'émissions ne correspondant pas à la mesure dans laquelle il a réellement excédé ses prérogatives, ce pollueur devra se charger d'expertises établissant d'une part ses propres émissions au moment de la survenance du dommage, et d'autre part celles du ou des pollueurs contre le(s)quels il se retournera en formant une action récursoire. Il lui faudra de même établir la répartition des prérogatives d'émission au moment de la survenance du dommage, parce qu'aucune infraction à la réglementation ne pourrait être constatée dans le chef de ce(s)

¹⁰⁸ Voy. supra, note 96.

défendeur(s) à défaut d'information concernant ses (leurs) prérogatives effectives. De la sorte, l'action récursoire déboucherait sur l'identification et la sanction des responsables réels du dommage public (à la différence de l'action publique, qui n'identifie et ne sanctionne que des responsables présumptifs). Si l'action publique a consisté à requérir d'un pollueur le paiement d'une amende injustifiée du fait qu'il n'a pas réellement commis d'infraction, il pourra soulever une exception de divisibilité, mais il lui faudra livrer des résultats d'expertises établissant ses émissions effectives au moment de la survenance du dommage, de même que l'état de ses prérogatives d'émission au même moment. De la sorte, l'autorité publique sera amenée à se tourner vers d'autres responsables présumés, lesquels seront définitivement considérés comme responsables du dommage public à défaut de pouvoir renverser la présomption administrative.

L'apport d'informations relatives à la répartition des permis ne serait guère problématique s'il existait un organe d'enregistrement des transferts compétent pour le marché dans son ensemble: tous les transferts seraient communiqués à cet organe, qui serait du fait même informé de la répartition des permis à tout moment (*supra*, chapitre V, 2.3.2). Les pollueurs prenant l'initiative d'une action récursoire ou soulevant une exception de divisibilité pourraient se prévaloir des informations disponibles auprès de cet organe afin de pouvoir faire état de la répartition des droits de propriété au moment de la survenance du dommage.

L'on vient cependant de voir qu'ils devraient également pouvoir se prévaloir d'informations relatives à leurs propres émissions et à celles des autres pollueurs au moment de la survenance du dommage, ce sans quoi aucune infraction (ou absence d'infraction) ne pourrait être constatée. L'apport de preuves de ce type suppose qu'ils recourent aux services d'experts, ce qui peut représenter pour eux des coûts considérables (*comp. supra*, 2.3.3: lorsque les partenaires des échanges doivent réaliser préalablement des études d'impact pour prévenir les risques de *hot spots*, ils doivent faire appel au service d'experts, ce qui représente pour eux des coûts de transaction; le problème de la complexité des transactions se pose également à ce propos, de même qu'en ce qui concerne les consultations de tiers).

En termes d'organisation, de tels coûts de procédure pourraient être réduits si les expertises étaient centralisées au niveau d'une même instance, spécialisée pour le suivi des

émissions effectives de l'ensemble des pollueurs du marché. De la sorte, les procédures d'actions récursoires ou d'exceptions ne supposeraient pas à chaque fois la recherche d'un expert. De plus, et dans la mesure où les experts de l'instance travailleraient en collaboration, l'on pourrait escompter une organisation plus efficiente des prestations d'expertise (échange des informations obtenues et mise en commun des instruments nécessaires). Une telle rationalisation par centralisation des expertises permettrait donc de réduire les coûts qu'elles représentent (comp. supra, 2.3.3, la proposition d'une rationalisation par centralisation des prestations de prévention des *hot spots*: études d'impact et consultations de tiers).

L'hypothèse envisagée peut être formulée en termes de conflits d'objectifs. En présence d'un dommage public, il est nécessaire que des actions récursoires puissent être formées et que des exceptions de divisibilité puissent être soulevées pour que la fonction de dissuasion des infractions soit remplie et pour que les pollueurs soient incités à respecter la réglementation. L'attribution présomptive de l'action administrative permet certes la réparation des dommages publics, mais elle n'exclut pas l'aléa moral compromettant cette dissuasion et cette incitation, puisqu'elle se base précisément sur une individualisation causale probabiliste. Si l'exercice effectif d'actions récursoires et d'exceptions de divisibilité sert en ce sens la politique environnementale, il représente toutefois pour les pollueurs des coûts de procédure qui peuvent être considérables, car ils doivent assumer la charge des expertises nécessaires pour renverser les présomptions utilisées lors de l'action publique. Ces coûts dissuaderaient d'ailleurs probablement leurs actions s'ils excédaient les dépenses associées à l'exécution des pénalités¹⁰⁹. La hiérarchie des objectifs serait alors renversée: des considérations d'efficience économique (minimisation des coûts à charge des pollueurs) compromettraient la mise en oeuvre de l'un des objectifs écologiques du marché (dissuasion des infractions par la perspective d'une action récursoire et incitation à respecter la réglementation par la possibilité de soulever une exception de divisibilité). La rationalisation proposée permet de rétablir cette hiérarchie: dans la mesure où elle permettrait de réduire les coûts d'expertise jusqu'à ce qu'ils

¹⁰⁹ Bien entendu, l'on pourrait songer à aggraver les pénalités pour rétablir l'incitation aux actions récursoires et aux exceptions de divisibilité en dépit de coûts d'expertise relativement élevés. L'on pourrait toutefois redouter que les experts n'augmentent alors leurs tarifs, ce qui ne serait guère souhaitable du point de vue de l'efficience économique de la politique environnementale (minimisation des coûts de procédure des actions récursoires et des exceptions de divisibilité, dont la politique environnementale requiert l'exercice effectif).

soient inférieurs aux dépenses associées aux pénalités, les pollueurs resteraient incités à former des actions récursoires et à soulever des exceptions de divisibilité, ce qui permettrait de préserver leur indispensable effet de dissuasion et d'incitation (comp. supra, 2.3.3: la centralisation des prestations de prévention nécessaires pour mettre en oeuvre la politique d'uniformité géographique devrait permettre d'en réduire les coûts jusqu'à ce qu'ils soient inférieurs aux bénéfices que les partenaires du marché peuvent escompter de leurs échanges de permis; de la sorte, la priorité de l'objectif d'uniformité géographique ne compromettrait pas l'efficacité économique ni l'attrait du marché).

Ce *premier type de rationalisation* (centralisation des expertises à réaliser dans le cadre d'actions récursoires et d'exceptions de divisibilité) peut donc s'avérer indispensable pour le succès de la politique environnementale poursuivie dans tout marché de pollution. En cas d'urgence ou en raison de l'insuffisance de ses moyens de surveillance, l'administration n'identifie pas nécessairement les responsables effectifs des dommages publics. La prévention de tels dommages (dissuasion des infractions à la réglementation et incitation à l'observance de cette dernière) suppose alors que les pollueurs condamnés ou poursuivis sur une base présumptive puissent former des actions récursoires et soulever des exceptions de divisibilité de la responsabilité. L'exercice effectif de tels recours serait néanmoins compromis si les coûts d'expertise qu'ils représentent excédaient les avantages escomptables de leur succès (fonctions du degré de gravité des pénalités)¹¹⁰. La centralisation des expertises en réduirait les coûts; du fait même serait préservée l'incitation à exercer les recours envisagés, ainsi que leur effet de dissuasion des infractions et d'incitation à l'observance de la réglementation auxquelles s'associe le respect du standard global (prévention des dommages publics).

Il faut à présent s'interroger sur les motifs justifiant le *statut privé* de l'organe de centralisation des expertises. Comme on l'a vu, l'administration ne dispose pas forcément des ressources requises pour la création et le fonctionnement d'un tel organe (supra, 3.3.1). Ceci ne suffit cependant guère à inciter la collectivité des pollueurs à assumer de telles charges. Au contraire, il est même possible que ceux-ci considèrent que leurs intérêts s'opposent à l'existence d'un tel organe: ils pourraient très bien considérer que même dans les cas où ils

¹¹⁰ Voy. toutefois la note précédente.

respecteraient la réglementation, il serait malgré tout moins coûteux pour eux d'exécuter les injonctions et de payer les amendes risquant de leur être imposées que de prendre l'initiative de créer un organe d'expertise centralisé et d'assumer les charges de son fonctionnement¹¹¹. Ceci dit, un point de vue différent permet d'affirmer que les partenaires d'un marché de pollution ont intérêt à ce qu'existe un organe centralisé, compétent en matière d'expertise. Comme on l'a vu, les infractions à la réglementation ne compromettent pas seulement l'objectif écologique du marché en provoquant des dommages publics, mais également la valeur économique des permis que détiennent les pollueurs (attrait du marché, supra, chapitre V, 1.2). Tout pollueur respectant les termes de ses permis peut alors former une action en exécution privée destinée à sanctionner les infractions commises par un autre pollueur (supra, 1.1). Dans ce contexte, le premier devra bien entendu faire la preuve de ces infractions en recourant à des expertises. Il aura donc intérêt à ce que les coûts n'en soient pas excessifs (coûts de procédure de son action en exécution privée), ce que permet la centralisation des expertises décrite ci-dessus (comp. supra, 2.3.3, l'argument justifiant un statut privé de l'organe centralisant la prévention des *hot spots*: les coûts de la prévention ne sont alors pas prohibitifs pour les transactions financièrement prometteuses, ce qui ménage - comme dans la présente hypothèse - l'attrait du marché).

L'on pourrait alors parler d'un *second type de rationalisation des expertises* (centralisation des expertises à réaliser dans le cadre des actions en exécution privées et dans celui des actions récursoires et exceptions de divisibilité, ces deux derniers types de recours trouvant leur origine dans l'exercice préalable d'une action en exécution publique). Comme le premier type de rationalisation, la centralisation dont il est ici question permettrait de réduire les coûts de procédure des actions récursoires et des exceptions de divisibilité: un organe compétent en matière d'expertise aurait été créé préalablement dans l'optique d'actions en exécution privée, et il suffirait qu'il étende ses services aux actions récursoires et aux exceptions de divisibilité. En d'autres mots, de tels recours ne demanderaient aucune prestation d'organisation d'expertises sui generis; l'organe de centralisation serait donc à la fois au service de la garantie de l'attrait du marché et du succès de la politique

¹¹¹ Ils pourraient en effet escompter des déficiences de la surveillance un effet bénéfique, dans l'hypothèse où à d'autres occasions, leurs infractions échapperaient à toute détection et ne pourraient donc être prouvées d'aucune manière (voy. supra, chap.V, note 5).

environnementale (prévention des dommages publics).

Un *troisième type de rationalisation* pourrait enfin être proposé, si l'on envisageait de confier les diverses tâches d'expertise décrites ci-dessus à l'organe d'enregistrement des transferts (supra, chapitre V, 2.3.2). Il faut en effet rappeler que les pollueurs qui forment des actions récursoires ou des exceptions de divisibilité ne doivent pas seulement livrer des résultats d'expertise, mais aussi des informations relatives à la répartition des prérogatives d'émission au moment de la survenance du dommage. A défaut de ce dernier type de renseignement, aucune infraction (ou absence d'infraction) ne pourrait être définitivement constatée (supra). La réduction des coûts de procédure de ces recours recommande que l'on centralise les expertises et la fourniture d'informations sur la répartition des droits au niveau d'un seul et même organe. De la sorte, les pollueurs souhaitant former des actions récursoires ou des exceptions de divisibilité feraient l'économie d'une dépense de temps due à la sollicitation de deux organes différents. Cette économie amenuiserait leurs réticences à exercer de tels recours, et la fréquence accrue de ceux-ci inciterait l'ensemble des pollueurs du marché à respecter les termes de leurs permis (prévention des dommages publics). Il est intéressant de rappeler que l'organe d'enregistrement des transferts est par ailleurs un instrument fondamental du point de vue de la politique d'attrait du marché (émission de signaux de prix et communication de la disponibilité des droits, chapitre V, 2.3.2). Dans cette mesure existe un argument supplémentaire à l'appui d'une organisation et d'un financement privés de l'organe d'expertises. Le troisième type de rationalisation recommande en effet d'assimiler ce dernier à l'organe d'enregistrement, dont le statut privé a été justifié par cette fonction de garantie de l'attrait du marché (*id.*).

4. L'EMERGENCE D'ORGANES DE PREVENTION DES RISQUES ÉCOLOGIQUES

Les développements qui précèdent révèlent que l'administration n'est pas toujours en mesure d'écarter les risques écologiques de *hot spots* ou de dommages publics. Les normes de transfert et les plafonds d'émission associés à la conception ou à la régulation des marchés

de pollution peuvent s'avérer insuffisants pour garantir l'uniformité géographique de la mise en oeuvre du standard environnemental. La survenance de *hot spots* révèle alors de telles déficiences (supra, 2.2). Pour des motifs d'urgence ou en raison du manque de ressources de son appareil de surveillance, l'administration n'est d'ailleurs pas toujours en mesure d'identifier les responsables effectifs des dommages publics (supra, 3.2). Des actions publiques peuvent être intentées pour la réparation de tels dommages (injonctions ou paiements), mais elles se basent alors nécessairement sur des critères d'attribution présomptifs. C'est la raison pour laquelle elles ne dissuadent guère les infractions à la réglementation qui sont à l'origine des dommages publics (aléa moral). La prévention des *hot spots* et des dommages publics doit alors être incitée d'une autre manière. A cette fin, l'on a proposé des mécanismes d'individualisation reposant respectivement sur des calculs de cotisations pour le financement d'un fonds collectif d'indemnisation ou sur des recours en responsabilité motivés par les concepts de responsabilité stricte et d'obligations implicites (supra, 2.3.2), et sur des actions récursoires ou des exceptions de divisibilité (supra, 3.3.2). C'est alors sur la fonction dissuasive des dispositifs de responsabilité utilisés que repose la prévention des risques écologiques en question étant donné l'insuffisance des divers types d'interventions administratives envisagés de ce point de vue.

La rationalisation des prestations de prévention incitées par le dispositif de responsabilité proposé pour les *hot spots* (supra, tableau 2) recommande alors la création d'un organe permettant de les centraliser (études d'impact et consultation de tiers). Par ailleurs, cet organe aurait un statut privé: sa création proviendrait d'une initiative des pollueurs du marché eux-mêmes, qui prendraient également la charge de son organisation et de son financement. Cette allocation de coûts se justifie dans la mesure où l'existence de l'organe envisagé sert aussi les intérêts privés des pollueurs du marché: si sa fonction consiste à prendre le relais de l'administration pour garantir l'uniformité géographique (politique environnementale), il permet aussi (par sa centralisation) de réduire les coûts et la complexité de transactions prometteuses du point de vue de la minimisation des coûts d'observance (efficience économique et attrait du marché).

La rationalisation des procédures d'incitation à la prévention des dommages publics (supra, tableau 3: actions récursoires et exceptions de divisibilité) recommande quant à elle

l'instrumentalisation des services d'un organe préexistant dans tout marché: l'organe d'enregistrement des transferts de droits. L'existence d'un tel organe se justifie indépendamment de la perspective des dommages publics: dans la mesure où il sert à communiquer la disponibilité des droits et à émettre des signaux de prix, il constitue un instrument indispensable de l'attrait du marché (supra, chapitre IV, 3.2). Il conditionne aussi l'attrait du marché dans la mesure où il rend possible l'exercice d'actions en exécution privées visant à faire pénaliser les violations de la réglementation compromettant la valeur économique des permis (supra, 1.1). Ces deux considérations justifient le statut privé de cet organe, c'est-à-dire sa création, son organisation et son financement par les pollueurs du marché eux-mêmes. Les recours en responsabilité envisagés consécutivement à la survenance d'un dommage public supposent l'utilisation de données de preuve disponibles d'emblée auprès de l'organe d'enregistrement: les données relatives à la répartition des prérogatives d'émission au moment de la survenance du dommage, et celles qui concernent les émissions effectives des pollueurs au même moment (voy. supra, 3.3.3 in fine: troisième type de rationalisation des expertises). L'on a alors proposé d'instrumentaliser les services fournis par cet organe au profit de la politique environnementale (dissuasion des infractions étant à l'origine des dommages publics). En effet, l'on a vu qu'en raison de problèmes d'urgence et face aux déficiences de l'appareil administratif de surveillance, la mise en oeuvre de cette politique dépendait de l'exercice effectif d'actions récursoires et d'exceptions de divisibilité par les pollueurs eux-mêmes. Ceux-ci ne prendraient toutefois pas de telles initiatives si les coûts de procédure associés à la charge de la preuve leur incombant (fourniture de données relatives aux prérogatives d'émission et de données d'expertises) étaient supérieurs aux coûts des pénalités qu'ils supporteraient à défaut d'exercer les recours en question. La rationalisation proposée vise à réduire ces coûts de procédure: premièrement, la centralisation des expertises permet de minimiser leurs coûts; deuxièmement, la disponibilité de données d'expertise destinées aux actions en exécution privées rend superflue toute expertise sui generis; troisièmement, la disponibilité de ces mêmes données auprès de l'organe d'enregistrement permet d'éviter la sollicitation de deux instances différentes. La réduction des coûts de procédure des actions récursoires et des exceptions de divisibilité ménage donc l'incitation des pollueurs à y procéder effectivement suite à leur condamnation lors de l'action administrative. De cet exercice effectif dépend l'effet recherché par la politique environnementale: la dissuasion des infractions à la réglementation et l'incitation à

l'observance de celle-ci (prévention des dommages publics).

Dans l'hypothèse des *hot spots* comme dans celle des dommages publics, l'on peut donc observer, parallèlement au déroulement des processus de responsabilité, l'émergence d'organes privés aux fonctions hybrides. L'organe centralisant la prévention des *hot spots* garantirait l'uniformité géographique tout en ménageant l'attrait du marché. L'organe d'enregistrement quant à lui aurait initialement été conçu pour garantir l'attrait du marché, mais serait instrumentalisé aux fins d'une prévention des dommages publics (réduction des coûts de procédure des actions récursoires et des exceptions de divisibilité ménageant l'incitation des pollueurs à y procéder, ceci pour dissuader les infractions à la réglementation et pour inciter l'observance de cette dernière).

Au cours des développements qui précèdent, l'on a formulé la thèse d'après laquelle 1) l'objectif écologique de tout marché de pollution est prioritaire par rapport à son objectif d'efficience économique, et 2) la priorité de l'objectif écologique d'un marché de pollution peut justifier que l'on relativise son efficience et son attrait, mais non pas qu'on les compromette, ce sans quoi le marché perdrait son intérêt relatif par rapport aux instruments de commande et contrôle (voy. notamment supra, chapitre IV, section 1). Les organes dont le contentieux en responsabilité pourrait susciter l'émergence permettraient de respecter cette hiérarchie d'objectifs et de résoudre leurs conflits selon la méthode proposée. 1) L'organe d'enregistrement permettant de réduire les coûts de procédure des actions récursoires et des exceptions de divisibilité écarterait l'hypothèse dans laquelle les pollueurs renonceraient à former de tels recours en raison d'un souci de minimisation de leurs coûts (supériorité des coûts de procédure par rapport aux coûts des pénalités imposables). En pareil cas, l'on pourrait en effet constater que des considérations d'efficience économique compromettraient la mise en oeuvre d'un objectif de politique environnementale: la prévention des dommages publics par l'intermédiaire de recours formés par les pollueurs eux-mêmes. 2) Les prestations de prévention des *hot spots* (études d'impact et consultations de tiers) sont nécessaires pour garantir l'uniformité géographique, mais elles représentent pour les pollueurs des coûts de transaction contraires au principe d'efficience économique du marché, de même qu'elles génèrent une complexité des transactions contraire à son attrait. Grâce à l'organe de centralisation des prestations requises, cette efficience et cet attrait ne sont toutefois pas

compromis, car les coûts et la complexité qu'elles représentent sont alors moindres que dans l'hypothèse d'une absence de centralisation. De la sorte, les pollueurs pourraient escompter de leurs transactions des économies de coûts d'observance supérieures à de tels coûts de prévention.

BIBLIOGRAPHIE

SOURCES DOCTRINALES

ACKERMAN, Bruce A. (1983) "Foreword: Law in an Activist State", *The Yale Law Journal*, vol.92, n°7, 1083-1128.

ACKERMAN, Bruce A., ELLIOTT E. Donald et MILLIAN John C. (1985) "Toward a Theory of Statutory Evolution: The Federalization of Environmental Law", *Journal of Law, Economics and Organization*, vol.1, n°2, 313-340.

ADAR Zvi et GRIFFIN James M. (1976) "Uncertainty and the Choice of Pollution Control Instruments", *Journal of Environmental Economics and Management*, n°3, 178-188.

ALPER Joe (1993) "Protecting the Environment with the Power of the Market", *Science*, vol.260, 25 juin, 1884-1885.

ATKINSON Scott E. et TIETENBERG Tom H. (1982) "The Empirical Properties of Two Classes of Designs for Transferable Discharge Permit Markets", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.9, n°2, 101-121.

BAUMOL William J. et OATES, Wallace E. (1975) *The Theory of Environmental Policy*, Englewood Cliffs, N.J., Prentice Hall.

BECKER Gary S. (1968) "Crime and Punishment: An Economic Analysis", *Journal of Political Economy*, vol.76, n°2, 169-217.

BERGER Kjell, FIMREITE Oyvind, GOLOMBEK Rolf et HOEL Michael (1992) "The Oil Market and International Agreements on CO2 Emissions", *Resources and Energy*, vol.14/4, 315-336.

BERTRAM Geoffrey (1992) "Tradeable Emission Permits and the Control of Greenhouse Gases", *Journal of Development Studies*, vol.28, n°3, 423-446.

BOUCQUEY Nathalie (1992) "Les marchés de pollution et le concept de 'bubble' dans la protection de l'environnement aux Etats-Unis: un nouveau problème de responsabilité écologique", Florence, *EUI Colloquium Paper Ecological Responsibility*, 55/92.

(1994) "Hot Spots in the Bubble: Ecological Liability in Markets for Pollution Rights", in G. Teubner (ed.), *Environmental Law and Ecological Responsibility. The Concept and Practice of Ecological Self-Organization*, Chichester, Wiley & Sons, 49-74.

BRISCOE Kathryn (1979) "Strategy Evaluation - Minnesota Small Urban Areas", *Specialty Conference on Transportation and the Clean Air Act Amendments*, San Francisco, CA., 12-14 novembre, 11-19.

BRÜGGEMEIER Gert (1989) "Umwelthaftungsrecht - Ein Beitrag zum Recht der 'Risikogesellschaft'?", *Kritische Justiz*, n°22, 209-230.

BUCHANAN James M. et TULLOCK Gordon (1975) "Polluters' Profits and Political Response: Direct Controls versus Taxes", *The American Economic Review*, vol.65, 139-147.

BUREAU OF NATIONAL AFFAIRS (BNA) (1992a) "New England Coalition Proposes Plan to Facilitate Emission Banking, Trading", *Environment Reporter*, vol.23, n°22, 7 septembre, 1463.

(1992b) "Air Board Proposes Credits for Emission Cuts; Sierra Club Calls Plan Premature, 'Shell Game'", *Environment Reporter*, vol.23, n°19, 7 septembre, p.1324.

BURROWS Paul (1994) "Products Liability and the Control of Product Risk in the European Community", *Oxford Review of Economic Policy*, n°10, 68-83.

BYRNE Robert M. (1980) "Industries, Cities, and Air", *Environmental Comment*, avril, 4-7.

CALVO Y GONZALEZ Jorge A. (1981) "Markets in Air: Problems and Prospects of Controlled Trading", *The Harvard Environmental Law Review*, 377-430.

CARTOU Louis (1991) *Communautés Européennes*, Paris, Dalloz, 10ème édition.

COASE Ronald H. (1960) "The Problem of Social Cost", *Journal of Law and Economics*, n°3, octobre, 1-44.

COOK Benjamin J. (1988) *Bureaucratic Politics and Regulatory Reform. The EPA and Emissions Trading*, New York, Greenwood Press.

CRANDALL, Robert W. (1979) "Environmental Control is out of Control", *Chemical & Engineering News*, vol.57, n°17, 29-33.

CRONE Theodore M. (1983) "Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Source Air Pollution: Comment", *Land Economics*, vol.59, n°1, 123-125.

CROUCH Edmund A.C., PILKINGTON Matthew B.G. et ZEMBA Stephen G. (1992) "The Effects of 'Hot Spots' and Upper Confidence Limits in Estimating Exposure Concentrations in Soils", in K.B.Hodinott (ed.), *Superfund Risk Assessment in Soil Contamination Studies*, Philadelphia, American Society for Testing and Materials, n°1158, 175-190.

DAINTITH Terence (ed.) (1988) *Law as an Instrument of Economic Policy: Comparative and Critical Approaches*, Berlin, de Gruyter.

DALES John H. (1968) *Pollution, Property and Prices*, Toronto, University of Toronto Press.

DE CANIO Stephen J. (1993) "Rich, Poor Share Stake in Poverty, Pollution Link", *Forum*

for *Applied Research and Public Policy*, vol.8, 35-39.

DELACHE Xavier et GASTALDO Sylviane (1992) "Les instruments des politiques d'environnement", *Economie et statistique*, octobre-novembre, 27-34.

DIJK Frans Van (1991) "Decision Making about the Environment: the Role of Information", in D.J.Kraan et R.J.in't Veld (eds), *Environmental Protection: Public or Private Choice*, Dordrecht, Kluwer, 71-87.

DONIGER David D. (1985) "The Dark Side of the Bubble", *The Environmental Forum*, juillet, 32-35.

DORFMAN Robert et Nancy S. (eds) (1972) *Economics of the Environment: Selected Readings*, New York, W.W.Norton.

DRAYTON William (1980) "Economic Law Enforcement", *Harvard Environmental Law Review*, vol.4, n°1, 1-40.

DUDEK Daniel J. et TIETENBERG Tom H. (1992) "Monitoring and Enforcing Greenhouse Gas Trading", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 251-282; trad.fr. (1992) "Mesures de surveillance et de coercition applicables aux systèmes de permis d'émissions négociables de gaz à effet de serre", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 267-300.

DWYER John P. (1992) "California's Tradeable Emissions Policy and Its Application to the Control of Greenhouse Gases", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 41-77; trad.fr. (1992) "La politique de la Californie en matière de permis négociables d'émission et ses applications dans le cadre de la lutte contre les gaz à effet de serre: étude de cas", in OECD (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 41-80.

ELMAN B.S. et LEVIN M.L. (1990) "The Case for Environmental Incentives", *The Environmental Forum*, n°2, 7-11.

ELSOM Derek M. (1992) *Atmospheric Pollution. A Global Problem*, Oxford, Blackwell.

EPAT (Environmental and Natural Resources Policy and Training Project) (1992) "Use of Economic Instruments for Environmental Protection in Developing Countries", in OECD (ed.), *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris, OECD, 67-98.

EWALD François (1992) "L'expertise, une illusion nécessaire", in J.Theys et B.Kalaora (eds), *La terre outragée*, Paris, Editions Autrement, 204-209.

FEITELSON Eran (1992) "An Alternative Role of Economic Instruments", *Environmental Management*, vol.16, 299-307.

FROMONT Michel (1988) "State Aids: Their Field of Operation and Legal Regime", in T.Daintith (ed.), *Law as an Instrument of Economic Policy: Comparative and Critical Approaches*, Berlin, de Gruyter, 153-163.

GASTALDO Sylviane (1992a) "Les 'droits à polluer' aux Etats-Unis", *Economie et statistique*, octobre-novembre, 35-41.

(1992b) "L'effet de serre: pourquoi une approche par la tarification ?", *Economie et statistique*, octobre-novembre, 45-54.

GLASS Adam W. (1980) "The EPA's Bubble Concept After Alabama Power", *Stanford Law Review*, vol.32, 943-975.

GRANOVETTER Marc (1985) "Economic Action and Social Structure: the Problem of Embeddedness", *American Journal of Sociology*, vol.91, n°3, 481-510.

GREEN Jerry et LAFFONT Jean-Jacques (1977) "Characterization of Satisfactory Mechanism for the Revelation of Preferences for Public Goods", *Econometrica*, vol.45, 427-438.

GRESSER Julian (1978) "The 1973 Japanese Law for the Compensation of Pollution Related Health Damage: an Introductory Assessment", in R.Stewart et J.Krier, *Environmental Law and Policy*, Indianapolis-New York, Bobbs-Merrill, 604-610.

GRUBB Michael (1993) "Tradeable Permits and the Comprehensive Approach to Climate Change. Can we get the Best of Both Worlds?", *Natural Resources Forum*, vol.17, n°1, 51-57.

GRUBB Michael et SEBENIUS James K. (1992) "Participation, Allocation and Adaptability in International Tradeable Emission Permit Systems for Greenhouse Gas Control", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 185-225; trad.fr. (1992) "Participation, allocation et souplesse dans les systèmes internationaux de permis d'émission négociables pour la lutte contre les gaz à effet de serre", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 195-239.

HAHN Robert W. (1982) "Market Power and Transferable Property Rights", in G.R.Cass, R.W.Hahn, R.G.Noll et al. (eds), *Implementing Tradable Permits for Sulfur Oxides Emissions: A Case Study in the South Coast Air Basin*, Pasadena, CA., California Institute of Technology, vol.3, C45-C70.

HAHN Robert W. (1988) "Innovative Approaches for Revising the Clean Air Act", *Natural Resources Journal*, vol.28, 171-188.

(1989a) "Economic Prescriptions for Environmental Problems: How the Patient Followed the Doctor's Orders", *Journal of Economic Perspectives*, n°3, 95-114.

(1989b) *A Primer on Environmental Policy Design*, Londres, Harwood Academic Publishers.

HAHN Robert W. et HESTER Gordon L. (1989a) "Marketable Permits: Lessons for Theory and Practice", *Ecology Law Quarterly*, vol.16, 361-406.

(1989b) "Where Did All the Markets Go ? An Analysis of EPA's Emissions Trading Program", *The Yale Law Journal on Regulation*, 109-153.

HAHN Robert W. et NOLL Roger G. (1990) "Environmental Markets in the Year 2000", *Journal of Risk and Uncertainty*, n°3, 351-367.

HARRISON David et NICHOLS Albert L. (mars 1990) *Benefits of the 1989 Air Quality Management Plan for the South Coast Air Basin: A Reassessment*, Etude préparée pour le California Council for Environmental and Economic Balance, Cambridge, MA., National Economic Research Associates, Inc. (NERA).

(novembre 1990) *Market-based Approaches to Reduce the Cost of Clean Air in California's South Coast Basin*, Rapport final préparé pour le California Council for Environmental and Economic Balance, Cambridge, MA., National Economic Research Associates, Inc. (NERA).

HEISTER Johannes, MICHAELIS Peter *et al.* (1990) *Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten: Möglichkeiten zur Verringerung der Kohlendioxid- und Stickoxidemissionen*, Tübingen, Mohr.

HOEL Michael (1993) "Harmonization of Carbon Taxes in International Climate Agreements", *Environmental and Resource Economics*, n°3, 221-231.

HORSTMANN Klaus (1992) "Economic Instruments for Environmental Protection. Status and Trends in German Development Assistance", in OECD (ed.), *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris, OECD, 45-52.

HUGHES Adrian (1992) "Economic Measures to Protect the Environment", *Marine Policy*, janvier, 36-42.

JACOBY David et EREMICH Abbie (1991) "Environmental Liability in the United States of America", in IBA Section on Business Law (ed.), *Environmental Liability*, Londres, Graham & Trotman, 63-93.

JADOT Benoît (1990) "La reconnaissance des intérêts écologiques en droit interne", in Ph.Gérard, F.Ost et M.van de Kerchove (eds), *Droit et intérêt*, vol.3, Bruxelles, Facultés Universitaires Saint-Louis, 185-220.

JADOT Benoît, HANNEQUART Jean-Pierre et ORBAN de XIVRY Etienne (1988) *Le droit de l'environnement. Aspects juridiques de la lutte contre les pollutions et la protection de la nature*, Bruxelles, De Boeck Université.

JADOT Benoît et OST François (1989) "La protection de l'environnement: droit ou intérêt ?", *Journal des procès*, n°161, 35-37.

JARASS Hans D. (1988) "Regulation as an Instrument of Economic Policy", in T.Daintith (ed.), *Law as an Instrument of Economic Policy: Comparative and Critical Approaches*, Berlin, de Gruyter, 75-96.

JONES Tom et CORFEE-MORLOT Jan (1992) "Climate Change: Designing a Tradeable Permit System", OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 17-24; trad.fr. (1992) "Le changement climatique: concevoir un système de permis d'émission négociables", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 15-22.

KABELITZ Klaus Robert (1984) *Eigentumsrechte und Nutzungslizenzen als Instrumente einer ökonomisch rationalen Luftreinhaltepolitik*, Munich, Ifo-Institut für Wirtschaftsforschung e.V. München.

KEELER Andrew J. (1991a) "Noncompliant Firms in Transferable Discharge Permit Markets: Some Extensions", *Journal of Environmental Economics and Management*, n°21, 180-189.

(1991b) "Marketable Pollution Permits with Incomplete Enforcement", *American Journal of Agricultural Economics*, n°72, 1361 (résumé).

KETE Nancy (1992) "The U.S. Acid Rain Control Allowance Trading System", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 78-107; trad.fr. (1992) "Le système de permis d'émission négociables américain appliqué à la lutte contre les pluies acides", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 81-116.

KING Michael et KRATZ Catherine (1992), "La notion d'intérêt de l'enfant en droit: vecteur de coopération ou d'interférence ?", *Droit et société*, n°22, 607-638.

KLEINER Madeleine A. (1975) "The Unconstitutionality of Transferable Development Rights", *Yale Law Journal*, vol.84, n°5, 1101-1122.

KNEESE Allen V. et SCHULTZE Charles R. (1977), *Pollution, Prices, and Public Policy*, Washington, D.C., Brookings Institution.

KOMESAR Neil (1994) *Imperfect Alternatives. Choosing Institutions in Law, Economics and Public Policy*, Chicago-Londres, The University of Chicago Press.

KOPPEN Ida (1991) "Environmental Mediation: An Example of Applied Autopoiesis ?", in J.Roeland, T.in't Veld et al. (eds.), *Autopoiesis and Configuration Theory: New Approaches to Societal Steering*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 143-150.

KORDEJ-DE VILLA Zelika (1993) "Application of Economic Instruments in Environmental Policy", *NAFTA*, vol.44, n°5, 253-258.

KRAAN Dirk Jan (1991) "The Role of Property Rights in Environmental Protection", in D.J.Kraan et R.J.in't Veld (eds), *Environmental Protection: Public or Private Choice*,

Dordrecht, Kluwer, 167-179.

KRIER James E. (1974) "The Irrational National Air Quality Standards: Macro- and Micro-Mistakes", *U.C.L.A. Law Review*, vol.22., 323-342.

KRÖLLER Edgar (1992) "Report on the Development Co-operation Directorate/Development Centre Workshop on the Use of Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries", in OECD (ed.), *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris. OECD, 13-19.

KRUEGER Thomas J. (1984) "The Iron and Steel Industry Consent Decree: Implementing the Bubble Policy Under the Clean Water Act", *Virginia Journal of Natural Resources Law*, vol.4/1, 155-183.

KRUPNICK Allan J., OATES Wallace E. et VAN DE VERG Eric (1983) "On Marketable Air-Pollution Permits: The Case for a System of Pollution Offsets", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol.10, n°3, 233-247.

LADEUR Karl-Heinz (1987) "Jenseits von Regulierung und Ökonomisierung der Umwelt: Bearbeitung von Ungewissheit durch (selbst-)organisierte Lernfähigkeit - eine Skizze", *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, mars, 1-22.

(1988) "Umweltrecht und technologische Innovation", *Jahrbuch des Umwelt- und Technikrechts*, 305-333.

LANDAU Jack L. (1980) "Economic Dream or Environmental Nightmare? The Legality of the 'Bubble Concept' in Air and Water Pollution Control", *Boston College Environmental Law Review*, 741-781.

LANDYMORE Peter (1992) "Economic Instruments for Environmental Protection: Experience in British Development Aid", in OECD (ed.), *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris, OECD, 61-66.

LA PIERRE D.Bruce (1977) "Technology-Forcing and Federal Environmental Protection Statutes", *Iowa Law Review*, vol.62, 771-838.

LEDYARD John O. et SZAKALY-MOORE Kristin (1994) "Designing Organizations for Trading Pollution Rights", *Journal of Economic Behavior and Organization*, vol.25, 167-196.

LEE Bryan (1991) "Highlights of the Clean Air Act Amendments of 1990", *Journal of the Air and Waste Management*, vol.41/1, 16-19.

LIROFF Richard A. (1980) *Air Pollution Offsets: Trading, Selling and Banking*, Washington, D.C., The Conservation Foundation.

(1986) *Reforming Air Pollution Regulation: The Toil and Trouble of EPA's Bubble*, Washington, D.C., The Conservation Foundation.

LUHMANN Niklas (1989) *Ecological Communication*, Cambridge, Polity Press.

LYON Randolph M. (1982) "Auctions and Alternative Procedures for Allocating Pollution Rights", *Land Economics*, vol.58, n°1, 16-32.

MAGAT Wesley A. (1978) "Pollution Control and Technological Advance: A Dynamic Model of the Firm", *Journal of Environmental Economics and Management*, n°5, 1-25.

MAGNAN DE BORNIER Jean (1986) *Le monopole*, Paris, Presses Universitaires de France.

McGARTLAND Albert M. et OATES Wallace E. (1983) *Marketable Permits for the Prevention of Environmental Deterioration*, Working paper non publié de l'université de Maryland, n°83/11.

MAJONE Giandomenico (1989a) *Evidence, Argument, Persuasion in the Policy Process*, New Haven, Yale University Press.

(1989b) "Regulating Europe: Problems and Prospects", *Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft*, vol.3, Baden-Baden, Nomos, 159-177.

MALONEY Michael T. et McCORMICK Robert E. (1982) "A Positive Theory of Environmental Quality Regulation", *Journal of Law and Economics*, vol.XXV, 99-123.

MALONEY Michael T. et YANDLE Bruce (1980) "Bubbles and Efficiency", *Regulation*, mai-juin, 49-52.

(1984) "Estimation of the Cost of Air Pollution Control Regulation", *Journal of Environmental Economics and Management*, 244-263.

MARTY Gabriel, RAYNAUD Pierre et JESTAZ Philippe (1989) *Droit civil: les obligations*, t.2: *Le régime*, Paris, Sirey, 2ème édition.

MATHENY Albert R. et WILLIAMS Bruce A. (1991) "Realism and the New Social Regulation: Redefining Judicial Review of Administrative Action", *Article présenté à la première réunion internationale de la Law and Society Association*, Université d'Amsterdam, 26 et 29 juin.

MELNICK R.Shepard (1983) *Regulation and the Courts: The Case of the Clean Air Act*, Washington, D.C., Brookings Institution.

MENDELSON Robert (1984) "Endogenous Technical Change and Environmental Regulation", *Journal of Environmental Economics and Management*, n°11, 202-207.

METZ Bert (1991) "Climate Policy in the European Community and its Economic Aspects", in James C.White (ed.), *Global Climate Change. The Economic Costs of Mitigation and*

Adaptation, New-York, Elsevier, 391-414.

MICHELMAN Frank I. (1970-1971) "Pollution as a Tort: A Non-Accidental Perspective on Calabresi's Costs", *Yale Law Journal*, vol. 80, 647-686.

MIDURSKY Theodore P. et CORBIN Victor L. (1977) "Characterization of Washington D.C. Carbon Monoxide Problem", Washington, *rapport financé par l'EPA, Monitoring and Data Analysis Division (NTIS Report Pb-275 169/1)*.

MILLER E. Willard et MILLER Ruby M. (1989) *Environmental Hazards: Air Pollution. A Reference Handbook*, Santa Barbara, CA., ABC-CLIO.

MILLER Peter et POWER Michael (1989) "Accounting, Law and Economic Calculation", *article présenté à la London School of Economics and Political Science*, décembre.

MISIOLEK Walter S. et ELDER Harold W. (1989) "Exclusionary Manipulation of Markets for Pollution Rights", *Journal of Environmental Economics and Management*, n°16, 1989, 156-166.

MOHR Ernst (1992) "Tradeable Emission Permits for Controlling Greenhouse Gases and Complementary Policies", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 227-250; trad.fr. (1992) "Permis d'émissions négociables pour la réduction des émissions de gaz à effet de serre et mesures d'accompagnement", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 241-265.

MORCH VON DER FEHR Nils-Henrik (1993) "Tradable Emission Rights and Strategic Interaction", *Environmental and Resource Economics*, n°3, 129-151.

MORIN Edgard (1992) "Pour une pensée écologisée", in *La terre outragée*, Paris, Editions Autrement, 66-77.

NENTJES Albert (1990) "Economische instrumenten in het milieubeleid: financierings- of sturingsmiddel ?", in P. Nijkamp et H. Verbruggen (eds), *Het Nederlands milieu in de Europese ruimte*, Leiden, Koninklijke Vereniging voor de Staathuishoudkunde, 25-61.

NOLL Roger G. (1982) "The Feasibility of Marketable Emissions Permits in the United States", in R. Stewart et J. Krier (eds), *Environmental Law and Policy*, Indianapolis-New-York, Bobbs-Merrill, 116-128.

(1991) *The Economics and Politics of Deregulation*, Florence, The European Policy Unit at the European University Institute.

NOTE (1979) "Forcing Technology: The Clean Air Act Experience", *Yale Law Journal*, vol. 88, 1713-1734.

(1983) "The Supreme Court, 1982 Term: Administrative Procedure Act", *Harvard Law*

Review, vol.97, 230-238.

(1984) "Leading Cases of the 1983 Term: Administrative Procedure Act", *Harvard Law Review*, vol.98, 247-255.

NOVOTNY Gerard (1986) "Transferable Discharge Permits for Water Pollution Control in Wisconsin", Madison, Wisconsin, *Manuscrit*.

NULTY Peter (1979) "A Brave Experiment in Pollution Control", *Fortune*, n°12, février, 120-123.

NUSSBAUM Barry D. (1992) "Phasing Down Lead Gasoline in the U.S.: Mandates, Incentives, Trading and Banking", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 25-40; trad.fr. (1992) "Réduction progressive du plomb dans l'essence aux Etats-Unis. Réglementations, incitants, échange et capitalisation", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 23-39.

OCHS Jack (1974) "An Economist Looks at Pollution", *Industrial Water Engineering*, septembre-octobre, 8-13.

O'CONNOR David (1992) "The Use of Economic Instruments in Environmental Management: The Experience of East Asia", in OECD (ed.), *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris, OECD, 33-43.

OECD (ed.) (1992a) *Climate Change. Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD; trad.fr. (1992) *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE.

(1992b) *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris, OECD.

OST François (1991) "Faut-il légiférer en matière d'environnement?", *Conférence Connaissance et vie*, 18 novembre.

PANAYOTOU Theodore (1992) "Economic Incentives for Environmental Management in Developing Countries", in OECD (ed.), *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris, OECD, 23-29.

PEARSE Peter H. (1992) "Developing Property Rights as Instruments of Natural Resources Policy: The Case of the Fisheries", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 109-122; trad.fr. (1992) "L'instauration de droits de propriété comme instruments de gestion des ressources naturelles: le cas des pêcheries", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 117-132.

PEDERSEN William F. (1980) "Politics, Bureaucracy, and the Merits of the Clean Air Act",

Stanford Law Review, vol.33, 967-977.

PEETERS Marjan G.W.M. (1990) "Marktconform milieubeleid: aspecten van institutionalisering van een vergunningenmarkt", in H.A.M.Backs *et al.* (eds), *Recht doen door wetgeving. Opstellen over wetgevingsvraagstukken aangeboden aan Mr.E.M.H.Hirsch Ballin*. Zwolle: Tjeenk Willink, 59-73.

(1991) "Legal Aspects of Marketable Pollution Permits", in F.Dietz, F.Van Der Ploeg et J.Van Der Straaten (eds), *Environmental Policy and the Economy*, New York, Elsevier Science Publishers, 151-165.

(1992) *Marktconform milieurecht ? Een rechtsvergelijkende studie naar de verhandelbaarheid van vervuiliingsrechten*, Zwolle, W.E.J.Tjeenk Willink.

PIETTE Jean (1988) "La protection de l'environnement au Canada et aux Etats-Unis", *Les cahiers de droit*, vol.29, n°2, 425-445.

PIRACCI Ronald J. (1979) "Identification of CO Hot Spots in Upstate New York", *Rapport technique de la Specialty Conference on Transportation and the 1977 Clean Air Act Amendments*, San Francisco, CA., 12-14 novembre, 284-293.

PYTTE Alison (1990) "Clean Air Act Amendments", *Congressional Quarterly Weekly Report*, 24 novembre, 3934-3963.

QUIGGIN John (1988) "Private and Common Property Rights in the Economics of the Environment", *Journal of Economic Issues*, vol.XXII, n°4, 1071-1087.

RAUFER Roger R. et FELDMAN Stephen L. (1987) *Acid Rain and Emissions Trading. Implementing a Market Approach to Pollution Control*, Totowna, N.J., Rowman & Littlefield.

REHBINDER Eckard (1991) "Reflexive Law and Practice: The Corporate Officer for Environmental Protection as an Example", Francfort, *Manuscrit*.

REHBINDER Eckard et SPRENGER Rolf-Ulrich (1984) *The Emissions Trading Policy in the United States of America: an Evaluation of Its Advantages and Disadvantages and Analysis of Its Applicability in the Federal Republic of Germany*, Francfort, ouvrage non publié.

REHBINDER Eckard et STEWART Richard B. (1985) *Environmental Protection Policy*, Berlin, de Gruyter.

REICH Norbert (1982) *Marktversagen und Politikversagen. Das Beispiel der amerikanischen Federal Trade Commission*, Brême, Document de discussion du Zentrum für Europäische Rechtspolitik (ZERP).

REISCH Marc (1992) "Trading in Pollution Rights Nearer Reality", *Chemical and Engineering News*, 10 février, 19-20.

(1993) "SO₂ Pollution Rights. EPA Raises \$ 21 Million in First Auction", *Chemical and Engineering News*, 5 avril, 4.

RHINELANDER Laurens H. (1981) "The Bubble Concept: A Pragmatic Approach to Regulation Under the Clean Air Act", *Virginia Journal of Natural Resources Law*, vol.1/2, 177-245.

ROBERT Pierre (1990) "Les sanctions et les politiques d'application des lois de protection de l'environnement au Canada et aux Etats-Unis", *Déviante et Société*, vol.14, n°1, 103-113.

ROBERTS Manley W. (1982) "A Remedy for the Victims of Pollution Permit Markets", *Yale Law Journal*, vol.92, II, 1022-1040.

ROTTLEUTHNER Hubert (1989) "A Purified Sociology of Law: Niklas Luhmann on the Autonomy of the Legal System", *Law and Society Review*, n°23, 779-797.

RUSSELL Clifford (1981) "Controlled Trading of Pollution Permits", *Environmental Science and Technology*, vol.15, 24-28.

RYAN Donald R. (1983) "Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Source Air Pollution: Reply", *Land Economics*, vol.59, n°1, 126-127.

SAIDEMAN Ellen M. (1982) "An Overview of the Bubble Concept", *Columbia Journal of Environmental Law*, vol.8, 137-160.

SCULLEY Robert D. (1989) "Vehicle Emission Rate Analysis for Carbon Monoxide Hot Spot Modeling", *Journal of the Air and Waste Management Association*, vol.39, n°10, 1334-1343.

SETTLE Russell F. et WEISBROD Burton A. (1978) "Governmentally Imposed Standards: Some Normative Aspects", in R.G.Ehrenberg (ed.), *Research in Labor Economics*, Greenwich, Connecticut, JAI.

SHEARD Paul (1991) "The Role of Firm Organization in the Adjustment of a Declining Industry in Japan: The Case of Aluminium", *Journal of the Japanese and International Economies*, n°5, 14-40.

SHOGREN Jason F. (ed.) (1989) *The Political Economy of Government Regulation*, Boston, Kluwer Academic Publishers.

SKEA Jim (1992) "Policy Instruments for Abating Industrial Carbon Dioxide Emissions in the UK", *Energy and Environment*, vol.3/4, 342-370.

STATHOS Dan T. et TREITMAN Michael S. (1981) "Using Private Market Incentives for Air Cleanup", *Public Utilities Fortnightly*, vol.108, 13-21.

STAVINS Robert N. (1989) "Harnessing Market Forces to Protect the Environment", *Environment*, vol.31, n°1, 5-35.

STAVINS Robert N. et BRADLEY W. Whitehead (1992) "Dealing with Pollution: Market-Based Incentives for Environmental Protection", *Environment*, vol.34, n°7, 7-42.

STEBUT Dietrich von (1988) "Subsidies as an Instrument of Economic Policy", in T. Daintith (ed.), *Law as an Instrument of Economic Policy: Comparative and Critical Approaches*, Berlin, de Gruyter, 137-152.

STEIDLMEIER Paul (1993) "The Morality of Pollution Permits", *Environmental Ethics*, n°15, 133-150.

STERNER Thomas (1992) "Policy Instruments for a Sustainable Economy", in OECD (ed.), *Economic Instruments for Environmental Management in Developing Countries*, Paris, OECD, 53-59.

STEWART Richard B. (1988a) "Controlling Environmental Risks Through Economic Incentives", *Columbia Journal of Environmental Law*, vol.13, 153-169.

(1988b) "Regulation and the Crisis of Legalisation in the United States", in T. Daintith (ed.), *Law as an Instrument of Economic Policy: Comparative and Critical Approaches*, Berlin, de Gruyter, 97-133.

STEWART Richard B. et KRIER James E. (1978) et (1982: mise à jour) *Environmental Law and Policy*, Indianapolis-New-York, Bobbs-Merrill.

STEWART Richard et WIENER Jonathan (1990) "A Comprehensive Approach to Climate Change: Using the Market to Protect the Environment", *The American Enterprise*, novembre-décembre, 75-80.

STIGLER George J. (1975) *The Citizen and the State*, Chicago, Chicago University Press.

STREETS David G., GARVEY Doris B. et al. (1984) "A Regional, New Source Bubble Policy: Its Advantages Illustrated for the State of Illinois", *Journal of the Air Pollution Control Association*, vol.34, 25-31.

STUKANE Thomas J. (1985) "EPA's Bubble Concept After Chevron v. NRDC", *Natural Resources Lawyer*, vol.17/4, 647-682.

SUNMAN Hilary (1993) "The Application of Charging Schemes for the Management of Water Pollution. Experience and Prospects", *Natural Resource Forum*, vol.17, n°2, 133-141.

SWART Rob (1992) "Greenhouse Gas Emissions Trading: Defining the Commodity", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 149-183; trad.fr. (1992) "Permis d'émissions négociables de gaz à effet de serre: nature des produits échangés", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 157-194.

TAYLOR Stuart R. (1992) "Tradeable Credits: Variants for the Transport Sector", in OECD

(ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 123-137; trad.fr. (1992) "Crédits négociables: variantes pour le secteur des transports", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 133-146.

TEITGEN-COLLY Catherine (1988) "Les autorités administratives indépendantes: histoire d'une institution", in C.A.COLLIARD et G.TIMSIT (eds), *Les autorités administratives indépendantes*, Paris, Presses Universitaires de France, 21-73.

TEUBNER Gunther (1984) "Verrechtlichung - Begriffe, Merkmale, Grenzen, Auswege", in F.Kübler (ed.), *Verrechtlichung von Wirtschaft, Arbeit und sozialer Solidarität. Vergleichende Analysen*, Baden-Baden, Nomos, 289-344; trad.fr. (1994) "La juridicisation: concepts, caractères, limites et alternatives", in G.Teubner, *Droit et réflexivité. L'auto-référence en droit et dans l'organisation*, Paris, L.G.D.J., 51-98.

(1985) "Corporate Fiduciary Duties and Their Beneficiaries: A Functional Approach to the Legal Institutionalization of Corporate Responsibility", in K.J.Hopt et G.Teubner (eds), *Corporate Governance and Director's Liabilities*, Berlin, de Gruyter, 149-177.

(1988) "Unitas Multiplex: Corporate Governance in Group Enterprises", in D.Sugarman et G.Teubner (eds), *Regulating Corporate Groups in Europe*, Baden-Baden, Nomos, 67-104.

(1989a) *Recht als autopoietisches System*, Frankfurt, Suhrkamp; trad.fr. (1993) *Le droit, un système autopoïétique*, Paris, Presses Universitaires de France.

(1989b) "How the Law Thinks: Toward a Constructivist Epistemology of Law", *Law and Society Review*, vol.23, n°5, 727-757; trad.fr. (1994) "Pour une épistémologie constructiviste du droit", in G.Teubner, *Droit et réflexivité. L'auto-référence en droit et dans l'organisation*, Paris, L.G.D.J., 171-204.

(1991) "Beyond Contract and Organization ? The External Liability of Franchising Systems in German Law", in Ch.Joerges (ed.), *Franchising and the Law. Theoretical and Comparative Approaches in Europe and the United States*, Baden-Baden, Nomos, 105-132.

(1993) "Piercing the Contractual Veil ? The Social Responsibility of Contractual Networks", in Th.Wilhelmsson (ed.), *Perspectives of Critical Contract Law*, Aldershot, Dartmouth, 211-238.

(1994) "The Invisible Cupola: From Causal to Collective Attribution in Ecological Liability", in G.Teubner, L.Farmer et D.Murphy (eds), *Environmental Law and Ecological Responsibility. The Concept and Practice of Ecological Self-Organization*, Chichester, Wiley & Sons, 17-47; trad.fr. (1994) "La coupole invisible: de l'attribution causale à l'attribution collective de la responsabilité écologique", in G.Teubner, *Droit et réflexivité. L'auto-référence en droit et dans l'organisation*, Paris, L.G.D.J., 291-324.

onal

y of

TIETENBERG Thomas H. (1983) "Transferable Discharge Permits and the Control of Stationary Source Air Pollution: Reply", *Land Economics*, vol.59, n°1, 128-130.

(1985) *Emissions Trading. An Exercise in Reforming Pollution Policy*, Washington, D.C., Resources for the Future, Inc.

(1990) "Economic Instruments for Environmental Regulation", *Oxford Review of Economic Policy*, vol.6, n°1, 17-33.

TRIPP James T.B. et DUDEK Daniel J. (1989) "Institutional Guidelines for Designing Successful Transferable Rights Programs", *Yale Journal on Regulation*, 369-391.

WADE H.W.R. (1977) *Administrative Law*, Oxford, Clarendon Press.

WEINBERG Marca, KLING Catherine L. et WILEN James E. (1993) "Water Markets and Water Quality", *American Journal of Agricultural Economics*, n°75, 278-291.

WILEY Zach et GRAFF Tom (1988) "Federal Water Policy in the United States - An Agenda for Economic and Environmental Reform", *Columbia Journal of Environmental Law*, vol.13, 325-356.

YANDLE Bruce (1978) "The Emerging Market in Air Pollution Rights", *Regulation*, juillet-août, 21-29.

(1979) "Buying and Selling for Cleaner Air ?", *Business*, mars-avril, 33-36.

YANG Bunli et ROSENFELD Arthur H. (1992) "Incentives to Address Global Warming: Sharing the Responsibility", in OECD (ed.), *Climate Change: Designing a Tradeable Permit System*, Paris, OECD, 139-148; trad.fr. (1992) "Incitations à aborder le problème du réchauffement mondial: partager la responsabilité", in OCDE (ed.), *Le changement climatique. Concevoir un système de permis négociables*, Paris, OCDE, 147-156.

YELLIN Joel (1982) "Science, Technology and Administrative Government: Institutional Designs for Environmental Decisionmaking", *Yale Law Journal*, vol.92 II, 1300-1332.

ZAMURS John et PIRACCI Ronald J. (1982) "Modeling of Carbon Monoxide Hot Spots", *Journal of the Air Pollution Control Association*, vol.32, 947-953.

ZIRSCHKY John et GILBERT Richard O. (1984) "Detecting Hot Spots at Hazardous-Waste Sites", *Chemical and Engineering News*, 9 juillet, 97-100.

SOURCES REGLEMENTAIRES

Protocole de Montréal: *International Legal Materials*, 1987, vol.26, 1550-1561.

Clean Air Act (CAA): Selected Environmental Law Statutes. 1988-1989 Educational Edition, St. Paul, Minn., West Publishing Co., 437-552.

Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA): Selected Environmental Law Statutes. 1988-1989 Educational Edition, St. Paul, Minn., West Publishing Co., 554-644.

National Environmental Policy Act (NEPA): Selected Environmental Law Statutes. 1988-1989 Educational Edition, St. Paul, Minn., West Publishing Co., 309-324.

Administrative Procedure Act: Selected Environmental Law Statutes. 1988-1989 Educational Edition, St. Paul, Minn., West Publishing Co., 747-772.

Toxic Substances Control Act (TSCA): Selected Environmental Law Statutes. 1988-1989 Educational Edition, St. Paul, Minn., West Publishing Co., 39-92.

Federal Water Pollution Control Act (FWPCA): Selected Environmental Law Statutes. 1990-1991 Educational Edition, St. Paul, Minn., West Publishing Co., 283-434.



